KIIRGUSKESKUS

JOOGIVEE RADIOAKTIIVSUSEST PÕHJUSTATUD TERVISERISKI HINNANG

Aruanne töövõtulepinguga nr 9.3-4/1110, 26. oktoobrist 2005, tellitud uurimustöö täitmisest

Tallinn
2005

Sisukord

Sissejuhatus 3

1 Olukorra kirjeldus 4

1.1 Kokkuvõte Eestis läbi viidud radioloogiliste uuringute tulemustest 4
1.2 Eesti põhjavee radioaktiivsuse uuritus. Kambrium-vendi veekompleksi põhjavee radioaktiivsuse kaart 11
1.3 Ülevaade joogivee radioaktiivsusest Euroopas. Rahvusvaheliste organisatsioonide soovitused 14

2 Põhjaveest toodetud joogivee tarbimisest tingitud kiiritusdoos ja terviseriskid 17

2.1 Kambrium-vendi põhjavett joogiveena kasutava elanikkonna jaotus 17
2.2 Joogivee tarbimisest põhjustatud elanikudoosi komponent 18
2.3 Elaniku kogudoos. Elanikudoosi reguleeritav osa 21
2.4 Joogiveest põhjustatud terviseriskid. Riskigrupid 23

3 Tegevused joogivee radioaktiivsusest tingitud probleemide lahendamisel 27

3.1 Viitetasemest kõrgema aktsepteeritava efektiivdoosi taseme kehtestamise võimalusest. Lubatav radionukliidide piirkontsentratsioon 27
3.2 Edasised uuringud ja pidevseire 28
3.3 Elanike informeerimine joogivee radioaktiivsusega seotud probleemidest 30
3.4 Seadusandluse täiendamine 31
3.5 Praktilised meetmed veevärkide vee radioaktiivsuse vähendamiseks 32

Kokkuvõte. Ettepanekud 35

Kirjandusallikad 38

Lisad

Lisa 1 Analüüsitud puurkaevud
Lisa 2 Puurkaevud veekomplekside järgi
Lisa 3 Veekäitlejad
Lisa 4 Joogiveena kasutatava vee võtmine 2004. aastal
Lisa 5 Potentsiaalne elanike arv, kes tarbivad kambrium-vendi vett
Lisa 6 Trükise näide

Kaart 1; 2 Ra-226 sisaldus kambrium-vendi veekompleksi põhjavees
Kaart 3; 4 Kambrium-vendi veekompleksi põhjavee tarbimisest põhjustatud aastane efektiivdoos täiskasvanule

Sissejuhatus

Eesti liitumisel Euroopa Liiduga on tekkinud mitmeid raskusi 1998. aastal vastu võetud EL Direktiivi 98/83 EC (Council Directive..., 1998) nõuete täitmisega. Direktiivi joogivee kvaliteedinõuete implementeerimine Eesti seadusandlusesse toimus põhiliselt sotsiaalministri 2001. a määrusega nr 82 (Joogivee kvaliteedi…, 2001). Kuigi selleks ajaks oli hüdrogeoloogilise seire raames kogutud andmete põhjal teada, et paljudes kambrium-vendi veekompleksist põhjavett ammutavate kaevude vees on suhteliselt kõrge Ra-226 sisaldus, ei küsitud liitumisläbirääkimiste käigus lisaaega joogivee radioloogiliste probleemide lahendamiseks. Nimetatud sotsiaalministri määruses käsitleti direktiivis toodud indikaatornäitajat- efektiivdoosi- piirava näitajana, mille viitetase võeti radioloogiliselt ohutu joogivee kriteeriumiks.

Aastatel 2001-2002 teostatud uuringud näitasid, et mittevastavaks direktiivi nõuetele osutus paljudes piirkondades just joogivee tarbimisest elanikel põhjustatud efektiivdoos, mis peamiselt on tingitud kambrium-vendi veekompleksi põhjavees sisalduvatest radionukliididest Ra-226 ja Ra-228. Teiste looduslike radionukliidide (Pb-210 ja Po-210) osakaal on suhteliselt väike. Täiskasvanud inimese efektiivdoosi väärtused ulatuvad kuni 9 korda üle viitetaseme, mida mitmel põhjusel ei saa ignoreerida. Järgnevad uuringud ja põhjavee seire tulemused viitavad, et kambrium-vendi veekompleksi põhjavee radioaktiivsus on soovitavast kõrgem paljudes piirkondades Põhja-Eestis.

Kuigi probleem on terav ja viimastel aastatel on oluliselt täiendatud vastavat seadusandlust, siis praktilises joogivee käitlemises pole midagi ette võetud. Nimetatud asjaolud näitavad ilmekalt, et probleemi kiireks ja tulemuslikuks lahendamiseks on vaja läbi viia olemasolevate andmete üldistav analüüs, piiritleda probleemi ulatus, leida konkreetseid lahendusi tegevuste käivitamiseks ja organiseerida ametkondade koostööd. On selge, et lahendust ei too ühekordne aktsioon, vaid tuleb välja töötada pidevalt toimiv ametkondadevaheline süsteem, mis alles teatud aja jooksul suudab joogivee radioaktiivsuse viia vastavusse EL nõuetele.

Üheks etapiks tegevuste reas on uurimustöö, mis teostati Sotsiaalministeeriumi ja Kiirguskeskuse vahel sõlmitud töövõtulepingu nr 9.3-4/1110, 26 oktoobrist 2005, alusel. Uurimustöö üldiseks eesmärgiks oli anda hinnang elanike terviseriskile, mis on põhjustatud radioaktiivse joogivee tarbimisest ning analüüsida olukorda ja teha ettepanekuid edasiste tegevuste kavandamiseks. Uurimustöös lähtuti lähteülesandes püstitatud konkreetsetest ülesannetest ja nõudmistest. Sellele vastavalt käsitleti järgmisi teemasi:

- Eestis teostatud loodus- ja inimkeskkonna radioloogilised uuringud ja elanike kogudoos;
- joogivee radioaktiivsus EL maades ja rahvusvaheliste organisatsioonide soovitused piirangute rakendamiseks;
- probleemi ulatuse analüüs: põhjavee radioaktiivsuse uuritus Eestis ja kambrium-vendi põhjavett tarbivad elanikud;
- joogivee tarbimisest põhjustatud efektiivdoosi hinnang;
- elanike terviseriskide hinnang ja risksirühmade eristamine;
- ettepanekud tegevusteks: nõuete leevendusvõimalus, edasised uuringud ja seiresüsteem, elanike informeerimine, seadusandluse täiendamine ja praktilised meetmed.

Uurimustöö täitjad on Merle Lust, Evelyn Pesur, Monika Lepasson ja Raivo Rajamäe Kiirguskeskusest ning Enn Realo TÜ Füüsikainstituudist.

1 Olukorra kirjeldus

1.1 Kokkuvõte Eestis läbi viidud radioloogiliste uuringute tulemustest

Looduskeskkonna radioaktiivsuse seirega tänapäeva mõistes alustati 1990-ndate alguses Eesti Meteoroloogia- ja Hüdroloogia Instituudis. Alates 1996. aastast on radioaktiivsuse seires ja inimese elukeskkonna radioloogilistes uuringutes juhtivaks asutuseks Kiirguskeskus, kus on teostatud ka valdava osa keskkonnaproovide analüüsidest. Eesti põhjavee radioaktiivsuse seires ja uuringutes on juhtivat rolli omanud OÜ Eesti Geoloogiakeskus. Põhjavee radioaktiivsuse analüüsid 1990-ndatel tehti enamuses Kiirguskeskuse laboris.

Keskkonna radioaktiivsuse seiret reguleerib keskkonnaministri 2005. a määrus nr 45 (Kiirgustöötaja ja elaniku…, 2005). Nimetatud määruse kohaselt korraldab Keskkonnaministeerium elanikkonna kiirituse seiret ja hindamist keskkonna radioaktiivsuse riikliku seireprogrammi ja Kiirguskeskuse soovituste alusel. Seire käigus jälgitakse atmosfääri üldise gammakiirguse taset ja atmosfääri õhuosakeste radioaktiivsust, mõõdetakse pinnase, pinna- ja joogivee radionukliidide sisaldust ning Eestis toodetud toorpiima ja inimese üldise toiduratsiooni radioaktiivsust. Kiirguskeskuse laboratooriumis määratakse keskkonna- ja toiduainete proovides järgmiste radionukliidide aktiivsuskontsentratsioone: Cs-137, Cs-134, Co-60, K-40 jt gammakiirgajad ning Sr-90 tahketes ja vedelates proovides, Rn-222 ja Ra-226 ning üld-alfa ja üld-beeta aktiivsust vees. Eesti osaleb ka Läänemere Keskkonnakaitsekomisjoni (HELCOM) programmis, mille raames viiakse läbi merekeskkonna seiret Eestile määratud viies statsionaarses jaamas, kus jälgitakse kunstlike radioisotoopide aktiivsuskontsentratsioone, selgitamaks välja nende radioaktiivset saastekoormust. Lisaks on viidud läbi mitmeid mahukaid uuringuid radooni, joogivee ja meditsiini valdkonnas.

Kasutades kiirgusseire ja uuringute käigus kogutud andmeid on võimalik välja arvutada ligikaudne oodatav efektiivdoos, mille Eesti elanik erinevatest allikatest aasta jooksul võib saada. Elaniku kogudoosi põhjustavad nii looduslikud kui ka tehisradionukliidid. On teada, et põhilise osa elanike kiirgusdoosist annavad looduslikud allikad. Kiirgusseire eesmärgiks on aga olnud jälgida eelkõige tehisradionukliidide sisaldust looduskeskkonnas ning saadud andmete alusel teavitada pädevaid asutusi keskkonna radioaktiivsest saastumisest. Kiirgusseire käigus kogutud andmed on seega ainult teatud reservatsiooniga kasutatavad elanike kiiritusdooside hindamisel. Järgnevalt on toodud ülevaade seiretulemustest erinevate keskkonnasfääride ja inimese elukeskkonna kohta. Elaniku kogudoosi hinnang on toodud punktis 2.3.

Atmosfäär

Atmosfääri kiirgusseire andmed pärinevad Eesti erinevates piirkondades asuvatest vaatlusjaamadest (asukohaga Kärdlas, Kundas, Mustvees, Narva-Jõesuus, Pärnus, Sõrves, Tallinnas, Türil, Valgas, Võrus), kus mõõdetakse gammakiirguse doosikiirust reaalajas. Kahes jaamas (Harkus, Narva-Jõesuus) mõõdetakse ka erinevate õhuosakeste radioaktiivsust- määratakse loodusliku isotoobi Be-7 ja kunstliku isotoobi Cs-137 aktiivsuskontsentratsioone. Vaatlusjaamade mõõtmeandmed kantakse üle Kiirguskeskuse andmekogusse üks kord ööpäevas, saastumise ilmnemisel vastavalt vajadusele tihedamini. Seire teostamine toimub Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi kaasabil.

Gammakiirguse doosikiirused aasta keskmistena üle vaatlusvõrgu on olnud suhteliselt sarnased, jäädes viimase viie aasta jooksul vahemikku 70-104 nSv/h. Sellest inimesele põhjustatav aastane oodatav efektiivdoos jääb vahemikku 0,6-0,9 mSv. Kuude keskmised doosikiirused on jäänud vahemikku 42-145 nSv/h. Maksimumväärtus aastavahemikus 1999-2004 on mõõdetud 19. juulil 2004. aastal Kunda vaatlusjaamas- 197 nSv/h.

Gammakiirguse doosikiirused erinevad mõnevõrra vaatlusjaamade ning ka kuude lõikes. Tulemusi mõjutavad eelkõige aluspinnas ning ilmastikuolud. Gammakiirguse doosikiirus on kõrgem piirkondades, kus esinevad kivimid, mis sisaldavad looduslikke radionukliide. Suurimad väärtused läbi aastate on mõõdetud Narva-Jõesuu, Kunda ja Valga vaatlusjaamas.

Atmosfääri gammakiirgus pärineb peamiselt looduslikest radionukliididest. Kunstlike radionukliidide doosikomponent moodustab vähem kui 10 % summaarsest doosikiirusest.

Be-7 aktiivsuskontsentratsioonid on läbi aastate olnud tühised. Atmosfääri radioaktiivse saaste olulisemaks indikaatorisotoobiks on Cs-137, mille aktiivsuskontsentratsioon on jäänud vahemikku $1,6*10^{-6}$ kuni $5,5*10^{-6}$ Bq/m^3. Sellise õhu sissehingamisel on Cs-137 poolt põhjustatav oodatav aastane efektiivdoos marginaalse suurusega jäädes allapoole taset 1 nSv. Väikene Cs-137 sisaldus õhus on tingitud atmosfääri globaalsest saastumisest, kevad-suvel Kirde-Eestis teatud määral ka Tšernobõli katastroofist pärineva maapinnale sadenenud radioaktiivsest saastest.

Pinnavesi

Pinnavee seiret teostatakse Kiirguskeskuse poolt kord kvartalis, mille käigus mõõdetakse Cs-137 aktiivsuskontsentratsiooni jõgede vees. Jõgede vee radioaktiivsuse jälgimine võimaldab hinnata maismaalt merre kantavate radioaktiivsete ainete koguhulka. Põhiliselt pakuvad huvi kunstlikud isotoobid, mille merekeskkonda koormav koguaktiivsus sõltub jõgede valgalade radioaktiivse saastumise tasemest ja merre kantavast veehulgast.

Jõgede seires võetakse veeproove Liivi lahte suubuvast Pärnu jõest ja Soome lahte suubuvast Narva jõest. Narva jõe vesi iseloomustab väga ulatuslikku valgala, kuhu jäävad ka Eesti ja Loode-Venemaa Tšernobõli tuumakatastroofi käigus enim saastunud alad. Pärnu jõe valgalal on deponeerunud põhiliselt globaalsest atmosfäärisaastumisest pärinevad radioisotoobid. Seirejaamad on valitud selliselt, et proovides oleks välistatud merevee mõju.

Seiretulemustest järeldub, et Cs-137 aktiivsuskontsentratsioon on väga madal, olles kaks suurusjärku väiksem Euroopa Komisjoni soovituslikust informeerimistasemest. Arvestades jõgede keskmisi aastasi vooluhulki, kantakse Pärnu ja Narva jõgede poolt merre vähem kui 50 GBq Cs-137 aastas.

Merekeskkond

Merekeskkonna seire käigus mõõdetakse Cs-137 aktiivsuskontsentratsiooni merevees ning põhjasetetes HELCOM mereseire programmi raames Eestile määratud viies statsionaarses jaamas.

Soome lahe pinnavetes sisalduva Cs-137 kontsentratsioon on viimastel aastatel jäänud vahemikku 20-50 Bq/m^3. Kõige madalam on Cs-137 sisaldus Narva lahe pinnavees, suurenedes monotoonselt Soome lahe suudme suunas. Tõenäoliselt väljendab see merevees sisalduva Cs-137 lahjendumist jõgede poolt sissekantava puhtama veega. Kuigi andmed samades jaamades on aastate lõikes muutlikud võib siiski pikemas perspektiivis täheldada mõõdukat Cs-137 sisalduse vähenemist.

Cs-137 aktiivsuskontsentratsioonid kalades ja põisadrus on viimase kolme aasta jooksul aeglaselt vähenenud, vastavalt 9 Bq/kg→7 Bq/kg ning 22 Bq/kg→7 Bq/kg. Võttes arvesse väga äärmusliku toitumisharjumuse, et inimene tarbib iga päev 0,5 kg Soome lahest püütud räime (fileena) on aasta jooksul oodatavaks efektiivdoosiks u 0.017 mSv.

Toiduained

Radionukliidide seiret inimese päevases toiduratsioonis teostab Kiirguskeskus kaks korda aastas. Jälgitakse kunstlike radionukliidide Cs-137 ja Sr-90 sisaldust inimese päevases toidukoguses. Proove võetakse haiglatest (Põhja-Eesti Regionaalhaigla Mustamäe korpusest ja Lääne-Tallinna Keskhaigla Pelgulinna korpusest) ning analüüsitakse toidukogust, mille statsionaaris olev haige saab päeva jooksul. Uuritud proovid esindavad Eesti elanike keskmist toidu tarbimist ning arvutatud oodatav kiiritusdoos väljendab seega toiduga saadavat keskmist sisekiiritust.

Cs-137 ja Sr-90 nukliidide tasemed uuritud inimese päevases toidukoguses on vastavalt jäänud alla 0,8 Bq ja 0,07 Bq. Cs-137 toidus põhjustab inimesele seega aastas oodatava efektiivdoosi kuni 0,004 mSv ning Sr-90 kuni 0,0007 mSv. Aasta jooksul sellise isotoopse koostisega toidu söömisel saab täiskasvanud inimene vähem kui 0,005 mSv suuruse oodatava efektiivdoosi. Juhul, kui lisaks tavatoidule tarbitakse metsast korjatud seeni ja marju, võib sissevõtust tingitud doos olla mõnevõrra suurem, jäädes siiski mitu suurusjärku allapoole märgatavat tervisekahjustust põhjustavat taset.

Toiduainetest saadav kiiritusdoos on inimestel siiski erinev. See oleneb eelkõige inimese vanusest, toitumisharjumustest ning söödavast toidukogusest. Lisaks tuleb arvestada, et radionukliidide sisaldus importtoiduainetes võib varieeruda sõltuvalt päritolumaast.

Vastavalt keskkonnaministri 2004. a määrusele nr 93 (Sekkumis- ja tegutsemistasemed…, 2004) on Cs-137 piirmäär toidus 1000 Bq/kg ning Sr-90 100 Bq/kg. Uuritud toiduainetes on radionukliidide sisaldus jäänud tunduvalt alla neid tasemeid.

Lisaks on Kiirguskeskus analüüsinud Cs-137 siasaldust põhiliselt Ida-Virumaalt korjatud metsamarjades ja -seentes. Metsamarjades on Cs-137 sisaldus jäänud nimetatud piirkonnas vahemikku 8-19 Bq/kg, seentes 1-776 Bq/kg. Süües aastas selliseid marju ja seeni kumbagi 3 kg, on oodatav aastane efektiivdoos vastavalt alla 0,0002 mSv ja alla 0,01 mSv.

Lisaks on määratud radionukliidide sisaldust mõnedes merekalades ning metsloomades.

Piim

Radionukliidide sisalduse määramist piimas teostab Kiirguskeskus kord kvartalis. Analüüsitakse Eesti eri paigus toodetud piima ühendatud proove, mõõdetakse kunstlike radionukliidide Cs-137 ja Sr-90 ning loodusliku radionukliidi K-40 sisaldust. Analüüsitud on Harjumaa, Ida-Virumaa, Saaremaa, Põlvamaa, Jõgevamaa, Tartumaa, Võrumaa ja Järvamaa piires toodetud toorpiima.

Piimas on jäänud Cs-137 tase vahemikku 0,07-0,5 Bq/l, Sr-90 tase 0,01-0,06 Bq/l ning K-40 tase 45-66 Bq/l. Täiskasvanud inimene, kes tarvitab u 182,5 l lehmapiima aastas, saab oodatava efektiivdoosi kunstlike isotoopide arvelt 0,0002-0,001 mSv ja looduslike radionukliidide arvelt 0,05-0,07 mSv. Väikelapse puhul oleks need väärtused vastavalt 0,0002-0,001 mSv ja 0,3-0,5 mSv.

Seireandmetest järeldub, et praegusel ajal on Eestis toodetud piimas kunstlike radionukliidide aktiivsuskontsentratsioon väga madal ning nad põhjustavad inimesele ainult tühise kiiritusdoosi. See moodustab ainult umbes ühe tuhandiku aastasest looduslikust kiiritusdoosist.

Joogivesi

Joogivee kiirgusseiret viib läbi Kiirguskeskus kord aastas. Pidevalt analüüsitakse Ülemiste Veepuhastusjaamast väljastatavat vett, pisteliselt on analüüsitud AS Tartu Vesi kvaternaari veekihist toodetud ning Narva Vesi AS väljastatavat joogivett. Mõõdetakse Cs-137, H-3 ja Sr-90 ning Ra-226 ja Ra-228 aktiivsuskontsentratsioone. Lisaks jälgitakse kambrium-vendi veekompleksi põhjaveest toodetud joogivees raadiumi isotoopide sisaldust Maardu linnas. Kõik joogiveeproovid võetakse lõpptarbija juurest kraanist.

Vastavalt sotsiaalministri 2003. a määrusele nr 1 (Joogivee tootmiseks kasutatava…, 2003) loetakse joogivesi kvaliteedinõuetele vastavaks, kui sellest saadav efektiivdoos inimesele jääb aastas alla 0,10 mSv (va triitium, K-40, radoon ja tema tütarproduktid) ning H-3 aktiivsuskontsentratsioon alla 100 Bq/l.

Cs-137 ja Sr-90 kontsentratsioonid joogivees on jäänud enamasti alla 0,003 Bq/l ning H-3 alla 5,6 Bq/l. Sellise vee joomine põhjustab inimesele vähem kui 0,0002 mSv suuruse oodatava efektiivdoosi aastas, mis jääb alla seaduses määratud joogiveest saadava efektiivdoosi piirmäära 0,10 mSv aastas.

Kambrium-vendi veekihistu põhjaveest toodetud joogivees Maardu linnas on Kiirguskeskuse poolt läbi viidud seire kohaselt raadiumi isotoopide Ra-226 ja Ra-228 nukliidide sisaldused olnud märkimisväärsed, vastavalt kuni 0,8 Bq/l ja 0,5 Bq/l. Sellise joogivee aastane tarbimine põhjustab täiskasvanud inimesele kuni 0,4 mSv suuruse efektiivdoosi (eeldades, et inimene tarvitab aastas u 730 l joogivett), mis ületab tunduvalt Eesti seadusandluses joogiveele kohaldatavat piirtaset.

Joogivee radionukliidide sisalduse kohta on läbi viidud mitmeid põhjalikke uurimistöid. Järgnevalt on ära toodud olulisemad.

2000. a viis OÜ Eesti Geoloogiakeskus Keskkonnaministeeriumi tellimusel läbi uuringu „Joogiveeuuring mikrokomponentide määramiseks Harjumaal“. Töö eesmärgiks oli koostada ülevaade Harju maakonna joogiveeks kasutatava põhjavee mikrokomponentide sisaldusest ja võrrelda neid EL Joogiveedirektiivi 98/83/EÜ nõuetega. Selleks vaadati üle ja korrastati Harju maakonna ja Tallinna põhjavee mikrokomponentide sisalduse andmebaas, hinnati vanu andmeid ning sisestati uusi. Olemasolevad analüüsiandmed näitasid, et ordoviitsiumi ja ordoviitsium-kambriumi veekompleksi põhjavesi on radioloogiliselt ohutu. Harju maakonnas ja Tallinnas kambriumi-vendi veekompleksi avavatest puurkaevudest oli seni tehtud uuringute andmetel 62%-l vesi radioloogiliselt ohtlik. Leiti, et on vajalik teha kambriumi-vendi veekompleksi põhjavee täiendav radioloogiline uuring, et määrata eraldi iga üksiku radionukliidi sisaldus, mis moodustab summaarse aastase efektiivdoosi.

OÜ Eesti Geoloogiakeskuse hüdroloogia osakond koostas 2001. a Keskkonnaministeeriumi tellimusel rakendusliku uurimistöö „Kambrium-vendi veekompleksi põhjavee radionukliidide sisalduse määramine ja selle vastavuse hindamine EL joogiveedirektiivi 98/83/EÜ nõuetele Lääne- ja Põhja-Eesti suurematel veehaaretel I etapp“. Töö käigus võeti veeproovid 15 kambrium-vendi veekompleksi avavast puurkaevust Lääne- ja Põhja-Eesti suurematel veehaaretel ning määrati U-

238, U-234, Ra-226, Po-210, Pb-210, K-40 ja Ra-228 sisaldust. Saadud analüüsitulemuste põhjal arvutati esmakordselt põhjavee tarbimisest tulenevad efektiivdoosid, mis valdavalt ületasid joogivee kvaliteedinõude piirsisalduse. Antud uuringu analüüsitulemused kinnitasid looduslike radionukliidide kõrgendatud sisaldust kambrium-vendi veekompleksi põhjavees. Aastased oodatavad efektiivdoosid ületasid piirsisaldust 2-7 korda. Määratud efektiivdooside aritmeetiline keskmine tulemus täiskasvanud inimesele oli 0,31 mSv/aastas.

2002. aastal valmis OÜ Geoloogiakeskuse poolt eelneva töö teine etapp „Kambrium-vendi veekompleksi põhjavee efektiivdoosi ja EL Joogiveedirektiivi 98/83/EÜ nõuete vastavusuuring“.

2003. a tehti rakenduslik uurimistöö „Ordoviitsiumi-kambriumi veekompleksi põhjavee radionukliidide sisalduse määramine“ OÜ Eesti Geoloogiakeskuse poolt Keskkonnaministeeriumi tellimusel. Töö eesmärgiks oli hinnata Ordoviitsiumi–Kambriumi veekompleksi põhjavee radioloogilist vastavust joogivee kvaliteedinõuetele. Veeproovid võeti 13 ühisveevärgi puurkaevust: Tallinnas, Rakveres, Kuusalus, Tapal, Sakus, Tartus, Kallastel, Keilas ja Haapsalus ning Lüganuse ja Vaivara vallas. Radionukliidide analüüsitulemuste põhjal arvutati oodatavad aastased efektiivdoosid täiskasvanutele, mis olid valdavalt madalad ja vastasid joogivee kvaliteedinõuetele. Vähesel määral ületas oodatav efektiivdoos piirsisalduse Vaivara ja Lüganuse valla puurkaevude vees, kus uurimisandmetel esineb aluskorra kivimites uraani anomaalne sisaldus.

Hetkel on pooleli projekt ‘Technical Assistance for the Pilot Harju Sub-River Basin District Water Management Plan’, mille käigus OÜ Eesti Geoloogiakeskuse poolt võeti 60 põhjaveeproovi ning analüüsiti Ra-226, Ra-228, U-238, Th-232 ja H-3 sisaldusi. Arvutatud efektiivdoosid uuritud veeproovides jäid esialgsetel andmetel vahemikku 0,061-0,64 mSv, ületades kehtestatud piirväärtust (0,10 mSv/a) kuni 6 korda. Analüüsitulemuste põhjal arvutatud aastane efektiivdoos oli üle piirnormi 75% uuritud puurkaevude vees.

Siseõhu radoon

Alates 1988. aastast hakati läbi viima radooniuuringuid, mille tulemused on avalikkusele kättesaadavad. Sellest ajast on läbi viidud neli põhjalikku radooniuuringut. Eelnevalt oli küll radoonimõõtmisi vähesel määral tehtud, kuid need andmed olid vaid rangeks ametkondlikuks kasutamiseks.

1989.-1991. aastal teostas Eesti Ehituse Teadusliku Uurimise Instituudi ehitusfüüsika osakond radooni uuringuid umbes 400 majas üle, millest 90% olid elamud ja 10% lasteasutused. Tulemused viitasid radooniprobleemi olemasolule- 4% hoonetest ületas radoonitase 800 Bq/m^3, maksimaalseks tulemuseks saadi 6700 Bq/m^3. (Pahapill, L. jt, 2004)

Eesti iseseisvudes algas koostöö Rootsiga, ühise projektina käivitus Eesti-Rootsi radooniuuringute programm. Selle raames viidi 1994.-1998. aastal läbi radoonimonitooring (Riikliku Keskkonnaseire Programmi alamprogramm), kus mõõdeti 700 majas (peamiselt elamutes) radoonitaset. 65% uuritud majadest jäi radoonitase alla 100 Bq/m^3 ning 3% ületas radoonitase 800 Bq/m^3. Mõõtetulemuste aritmeetiline keskmine oli 102 Bq/m^3 (Pahapill, L. jt, 2004). Antud uuringu tulemuste põhjal on inimese aastaseks oodatavaks efektiivdoosiks põhjustatuna radoonist keskmiselt 1,8 mSv.

1998.-2001. aastal viidi läbi koostöös Rootsiga pea kogu Eestit haaranud radooniuuring. Selgitamaks siseõhust tulenevat terviseriski elanikele mõõdeti radoonitaset 515 juhuslikult valitud

majas üle Eesti, millest 343 olid ühepereelamud ja 172 korterelamud. Eesmärgiks oli välja selgitada radooniohtlikud piirkonnad ja radooniohtlikud majatüübid Eestis. Vastavalt sellele uuringule saadi keskmiseks radoonitasemeks ühepereelamutes 103 Bq/m³ ning korrusmajade alumisel korrusel 78 Bq/m³. Korrusmajade ülemistel korrustel on radooni kontsentratsioon enamasti alla 30 Bq/m³. Eeldades, et kortermajadel on keskmiselt 3 korrust ning 20-30% korrusmajade elanikest elavad esimesel korrusel on korrusmajade keskmiseks radoonisisalduseks (kõigil korrustel) 44 Bq/m³. Keskmine radooni kontsentratsioon üle kõigi Eesti majade (eramajad+kortermajad) on sellise eelduse korral 60 Bq/m³. Leiti, et Eestis on hinnanguliselt 1% selliseid maju (u 2000 maja), kus radooni kontsentratsioon on suurem kui 400 Bq/m³. Suurim mõõtmistulemus saadi Lääne-Virumaal- 1044 Bq/m³. Uuringu tulemusena koostati ühepereelamute andmete alusel valdade keskmiste radoonitasemete kaart. Antud uuringu tulemustest selgus, et ühepereelamus on elaniku poolt aastas saadav oodatav efektiivdoos keskmiselt 1,7 mSv, korrusmajade alumise korruse elanikel 1,3 mSv ning korrusmajade elanike keskmiseks üle kõigi korruste 0,7 mSv. Eesti keskmiseks aastaseks efektiivdoosiks põhjustatuna radoonist võib lugeda väärtust 1 mSv. (Pahapill, L. jt, 2003)

Viimase, 2001-2004. aasta Eesti-Rootsi ühisuuringu peaeesmärgiks oli Eesti alade radooniriski kaardi koostamine. Mõõtmised viidi läbi piirkondades, mis geoloogiliste andmete ja eelnevate radoonimäärangute alusel olid käsitletavad potentsiaalsete radooniriski aladena. Lisaks Rootsi Kiirguskaitse Instituudile ja Kiirguskeskusele osalesid selles töös eraldi projektidega ka OÜ Eesti Geoloogiakeskus ja Rootsi Geoloogiateenistus. Keskkonnainvesteeringute Keskuse poolse toetusega viidi Kiirguskeskuse poolt läbi projekt „Radoon majades". Uuringu andmetel jäid radooniohtlikes piirkondades radoonikontsentratsioonid elamutes valdade keskmistena vahemikku 58-641 Bq/m³ (va Kunda linn, kus oli keskmiseks 2349 Bq/m³), mis põhjustab aastas oodatava efektiivdoosi 1-11,3 mSv (Kundas kuni 41 mSv). 38 % tehtud mõõtmistest ületas radoonitase 200 Bq/m³. Aritmeetiline keskmine radooni aktiivsuskontsentratsioon üle kõigi majade oli 268 Bq/m³. Ühepere-elamutes oli keskmiseks 265 Bq/m³ ning korrusmajades 267 Bq/m³. Keskmiseks aastaseks oodatavaks efektiivdoosiks üle kõigi radooniohtlike alade võib hinnata antud uuringu tulemuste alusel 4,7 mSv. Väga kõrged radoonitasemed majades on kõige sagedamini seotud diktüoneemakilda avamusaladega. Lisaks on radooniriskiga aladeks glaukoniitliivakivi ja karsti piirkonnad. Ohustatuimad on Ida-Virumaa, Lääne-Virumaa, Raplamaa ja osad Tartumaa elanikud. (Pahapill, L. jt, 2004)

2006. aasta suvel valmib Kiirguskeskuse poolt projekt „Radoon lasteasutuste siseruumides kõrgenenud radooniriskiga piirkondades". Projekti eesmärgiks on otseste mõõtmiste abil välja selgitada ja kaardistada siseõhu radooni kontsentratsioon lasteasutustes 30 radooniohtlikumas vallas ja linnas üle Eesti. Radoonisisaldust uuritakse kokku umbes 150 hoones. Mõõtmisi tehakse selleks, et välja töötada meetmeid töötajate ning eelkõige laste kaitsmiseks radoonist põhjustatud ülemäärase kiirituse eest. Projekti tulemused on üheks aluseks soovitusliku aktsioonitaseme väljatöötamisele töökohtade jaoks, mille ületamisel tuleks tarvitusele võtta abinõud radoonist tuleneva terviseriski vähendamiseks.

Vastavalt Eesti Standardile EVS 839:2003 „Sisekliima" peab hoonete elu-, puhke- ja tööruumides aasta keskmine radoonisisaldus olema väiksem kui 200 Bq/m³. Enamikus uuringute käigus mõõdetud majadest on jäänud radoonitase alla seda piiri, kuid on piirkondi, kus mõõtmistulemused ületavad lubatud taset kümneid kordi.

Inimese poolt aastas radoonist saadava efektiivdoosi hindamiseks saab kasutada 1998.-2001. ja 2001.-2004. aasta uuringu tulemusi. Esimese uuringu tulemused näitavad keskmise eestlase poolt

saadavat doosi, teine uuring iseloomustab nende inimeste poolt saadavaid doose, kes elavad radooniohtlikes piirkondades.

Päris üheselt ei saa radooni poolt põhjustatud kiiritusdoosi määrata, sest radooni kontsentratsioonid on Eestis piirkonniti erinevad. Iga koha puhul saab radoonisisaldusest täpselt rääkida vaid pärast mõõtmisi. Seda tõestab ka läbiviidud uuringute käigus mõõdetud erinevad tulemused. Saadav efektiivdoos oleneb piirkonnast, kus elatakse, sealsest aluspinnasest, maja tüübist ja ehituskvaliteedist ning inimese iseärasustest. Samuti ei pruugi kõigis radooniohtlikel aladel olevates majades olla radooni tase kõrge, siinkohal mängib väga suurt rolli just maja konstruktsioon. Reeglina on ühepereelamud radoonitundlikumad kuna neil on maapinnaga kokkupuud suurem ja halvem õhuvahetus kui nõukogudeaegsetel korrusmajadel, kuid sellelgi on erandeid.

Meditsiin

Patsiendidosimeetria areng Eestis algas aastatel 1993-1995, kui alustati patsiendidooside uuringuid mõnedes Lõuna-Eesti haiglates. Aastatel 1999-2001 hakati uuringuid läbi viima ka Tartu Ülikooli Lastehaiglas ning 2001. aastal algas patsiendidooside uurimine mammograafias (Filippova, I. jt, 2005).

Erinevalt elaniku- ja kutsekiiritusest ei kasutata meditsiinikiirituse puhul piirdoose. Selle asemel on soovitatud kasutada tüüpiliste uuringute jaoks nn referentsdoose ehk kokkuleppelisi võrdlusdoose.

Kõige põhjalikum uuring viidi läbi 2002.-2003. a TÜ Biomeditsiinitehnika ja Meditsiinifüüsika Teadus- ja Koolituskeskuse poolt, mille eesmärgiks oli patsiendidoosi hindamise meetodite kasutuselevõtmine tavaradioloogias ja täiskasvanud patsientide kiiritusdooside määramine sagedasemates röntgenuuringutes (rindkere PA ja LAT, lülisamba lumbaalaosa AP ja LAT, vaagnapiirkonna AP) Eesti haiglates. Uuringus osales 24 (56%) haiglat ja 26 (20%) radioloogiaseadet ning 1050 täiskasvanud patsienti. Uuringute käigus tehti 1050 radiograafiat. Iga uuringu kohta oli vähemalt 10 standardpatsienti (70 kg ±10) ning igas haiglas valiti röntgenseade, mille koormus oli kõige suurem. (Filippova, I. jt, 2005)

Uuringutes leitud keskmised sisenddoosid ei ületanud Euroopa diagnostilisi referentsdoose, kuid olid kõrgemad kui Ühendkuningriigis ja Põhjamaades. Keskmised sisenddoosid erinevates röntgenuuringutes olid järgmised: rindkere PA 0,3 mGy, rindkere LAT 0,9 mGy, lülisamba lumbaalaosa AP 6,4 mGy ning vaagnapiirkonna AP uuringutes 3,9 mGy. Selliste sisenddooside korral saadi keskmiseks efektiivdoosiks rindkere PA 0,05 mSv, rindkere LAT 0,07 mSv, lülisamba lumbaalaosa 0,9 mSv ja vaagna AP korral 0,67 mSv. Haiglate lõikes varieerusid doosid 2-12 korda. (Filippova, I. jt, 2005)

Meditsiinikiirituse poolt saadavat efektiivdoosi inimesele ei saa üheselt määrata. Patsiendidoosi mõjutavad röntgenaparaadi parameetrid (röntgentoru voolupinge, ekspositsiooniaeg jm) ning kaitsevahendite kasutamine. Samas oleneb saadav kiiritusdoos sellest, milline on pildistatav keha piirkond, patsiendi tervislik seisund, kehakaal, vanus ning kudede tihedus. Määravaks on samuti ülesvõtete arv, mis inimesele teatud ajaperioodi jooksul tehakse. Iga radiodiagnostiline protseduur annab väikese kiiritusdoosi. Sõltuvalt uuringust võib saadav kiiritusdoos olla võrreldav mõnepäevase kuni mitme aasta loodusliku kiirguse doosiga.

Läbivalgustustega saadavad kiiritusdoosid on mitmeid kordi suuremad röntgeniülesvõtetega saadavatest doosidest. Sagedasemad uuringud- kopsu, hammaste ja skeleti ülesvõtted- annavad väga väikese doosi, mis on võrdne mõne päeva loodusliku doosiga. Uuringud, mille käigus tehakse mitmeid ülesvõtteid ja kasutatakse läbivalgustust (näiteks mao ja soolestiku uuringud) ja luude isotoopuuringud annavad suuremaid doose.

Igal aastal teostatakse Eestis kõigis meditsiiniasutustes kokku umbes miljon röntgenuuringut, mis teeb saja inimese kohta keskmiselt 70 uuringut (Aben, M jt, 2005). Eestis puudub aga seni süstemaatiline patsiendidosimeetria ning puuduvad andmed sellistest uuringutest saadavate efektiivdooside kohta, mis ületavad tavauuringu doose sadu kordi. Seega ei ole võimalik meie käsutuses olevate lünklike andmete alusel usaldusväärselt hinnata kui suur on elanike statistiliselt keskmine aastane meditsiinikiirituse efektiivdoos. Punktis 2.3 toodud kogudoosi hinnangus kasutatakse teiste maade andmeid.

1.2 Eesti põhjavee radioaktiivsuse uuritus. Kambrium-vendi veekompleksi põhjavee radioaktiivsuse kaart

Eesti põhjavee radioaktiivsuse uuringutega alustati 1980-ndate lõpus. Alates 1994. a, kui rakendus usaldusväärne analüüsimeetod EMHI radioloogialaboratooriumis, suurenes proovide arv oluliselt. Järgnevatel aastatel mõõdeti hüdrogeoloogilise seire raames Ra-226 sisaldust kambrium-vendi, ordoviitsium-kambriumi, silur-ordoviitsium, keskdevon-siluri ja ülem-keskdevoni veekomplekside põhjavees (Savitskaja, L., 1999). Seoses vajadusega selgitada välja Eesti joogivee vastavus EL direktiivile 98/83/EC viidi aastatel 2001-2003 läbi mitmed uuringud, mille käigus mõõdeti kõigi potentsiaalsete radionukliidide sisaldust kambrium-vendi ja ordoviitsium-kambriumi põhjavees (Savitskaja, L. jt, 2002, 2003). 2004 aastal lisandus neile Tervisekaitseinspektsiooni poolt teostatud põhjavee seirealane töö, kus mõõdeti 30 veeproovi radioaktiivsus (Joogiveest tingitud …, 2004).

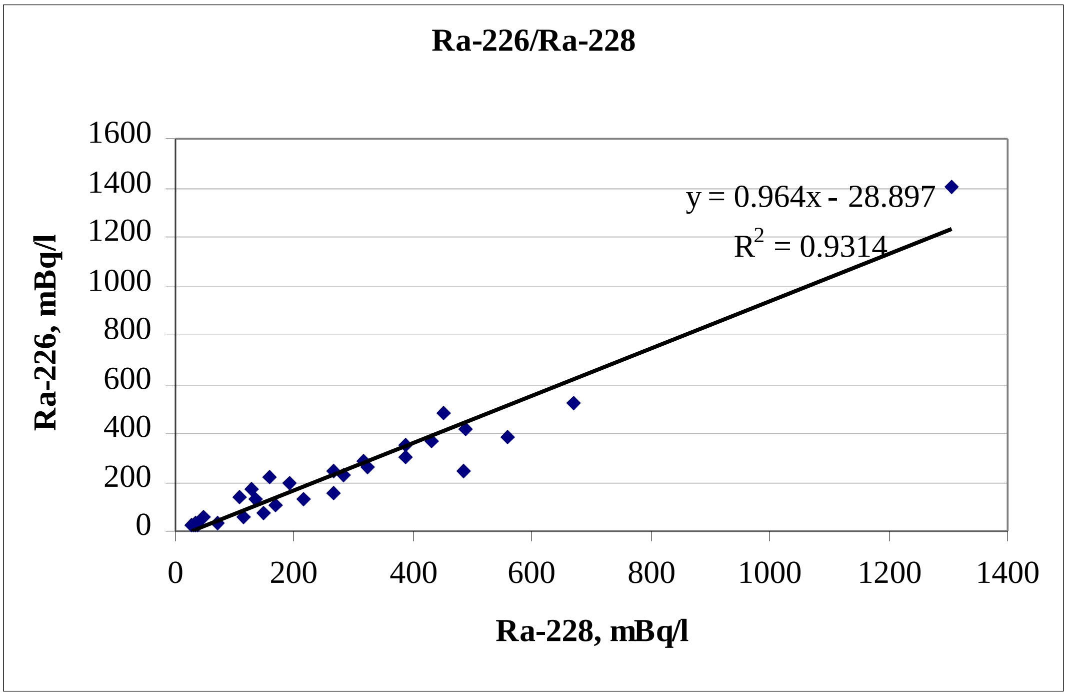
Uuringud on näidanud, et kiirguskaitseliselt on oluline Ra-226 ja Ra-228 suhteliselt kõrge sisaldus kambrium-vendi veekompleksi põhjavees. Teiste veekomplekside põhjavees on nende sisaldus mõõdukas, kuid mõnes piirkonnas on nende tekitatud efektiivdoos siiski oluline. Teistest potentsiaalsetest looduslikest radionukliididest leidub kambrium-vendi põhjavees veel mõõdukas kontsentratsioonis Pb-210 ja Po-210, kuid nende põhjustatud efektiivdoos on kordi väiksem raadiumi nukliidide omast. U-238 ja U-234 sisaldus on kõikjal väga madal ning nendest elanikele põhjustatud efektiivdoos on tühine. Piiratud töömahu tõttu käsitletakse antud töös ainult kambrium-vendi veekompleksiga ja raadiumiga seotud probleeme.

Kiirguskeskuse hinnangul võetakse põhjavett kambrium-vendi veekompleksist joogivee tootmise eesmärgil ligi 500 puurkaevust. Põhjavee radioaktiivsuse seire ja uuringuliste tööde raames on erinevas mahus mõõdetud radionukliidide sisaldust umbes 30% nimetatud puurkaevude vees. Radiomeetrilisi analüüse on tehtud kokku viies laboratooriumis: Soome Kiirguskaitse Keskuses (STUK), Raadiumi Instituudis Peterburis, Tartu Ülikooli Füüsika Instituudis (TÜFI) koostöös Tervisekaitseinspektsiooni keemialaboratooriumiga, Kiirguskeskuse laboratooriumis ja Läti Kalibratsioonilaboris. Nendest kahes esimeses kasutati analüüsidel akrediteeritud meetodeid, mis garanteerib tulemuste kõrge usaldusväärsuse. Samas võib ka ülejäänud laboratooriumide tulemusi lugeda usaldusväärseteks, kuna nad on näidanud oma head analüüsitaset edukalt läbitud rahvusvahelistes võrdluskatsetes.

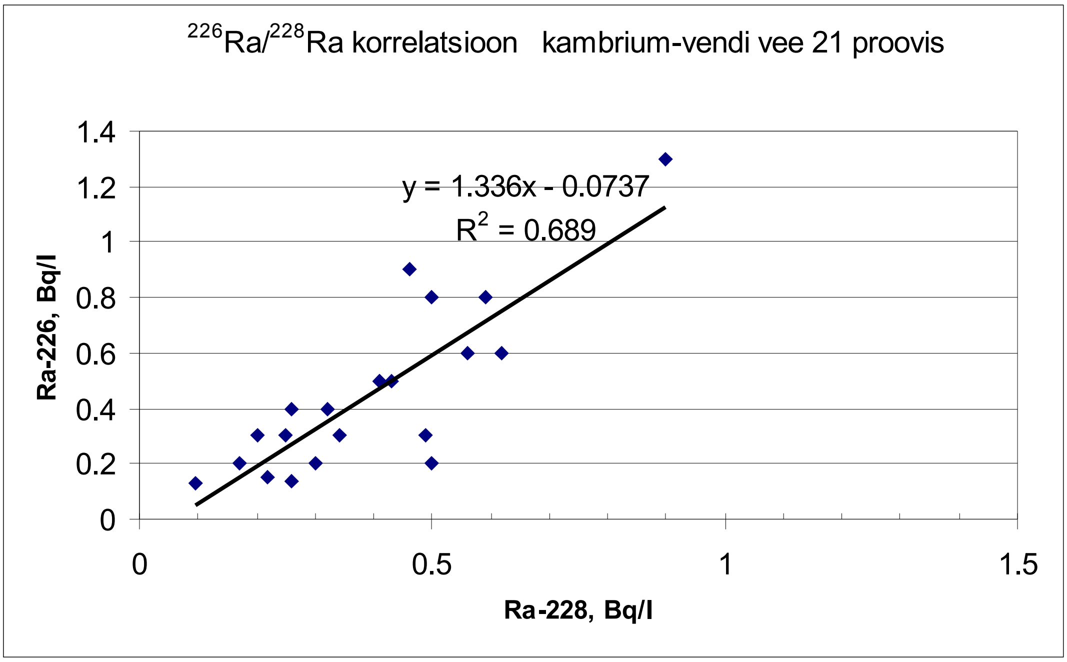
Nimetatud laboratooriumid on kasutanud erinevaid meetodeid, millede usaldusväärsust pole otseselt võrreldud. Kaudselt on võimalik tulemuste üldist õigsust hinnata raadiumi isotoopide suhte alusel kahe andmete grupi vahel: TÜFI omad (30 andmepaari) ühelt poolt (Joogiveest tingitud ..., 2004) ning STUK ja Raadiumi Instituudi andmed (21 analüüsitulemust) teiselt poolt (Savitskaja, L. jt, 2002) . Eelduseks on siin asjaolu, et kuigi eri laborite poolt on analüüsitud vett erinevatest puurkaevudest, siis kuna need paiknevad üle kogu kambrium-vendi põhjavee kasutusala, võiks radiumi isotoopide suhe mõlemas andmegrupis olla ühesugune. TÜFI laboris saadud tulemustes on Ra-228 ja Ra-226 vahelise proportsionaalse seose teguriks 0,96 (joonis 1.2.1). STUK-i ja Raadiumi Instituudi andmete alusel on see 1,33 (joonis 1.2.2). Radionukliidide sisalduse vaheline korrelatiivne seos on esimesel andmestul väga oluline, R^2=0,93 ja teisel juhul küllalt oluline, R^2=0,69.

Andmepaaride proportsionaalsustegurite erinevus pole väga suur, kuid siiski viitab vajadusele välja selgitada lahknevuse põhjused. Esimese sammuna tuleks korraldada kontrollproovide paralleelne mõõtmine kõikides seni uuringutes osalenud laborites kaasates ka Kiirguskeskuse labori. Viimases on Ra-226 mõõtmismeetod kasutusel juba pikka aega ja seda on edukalt testitud rahvusvahelistes võrdluskatsetes. Praegu on seal juurutamisel Ra-228 mõõtmismeetod.

Samas puuduvad otsesed viited mõnede analüüsitulemuste ebatäpsusele ja seega on põhjendatud kasutada põhjavee Ra-226 ja Ra-228 sisalduse ülevaatekaardi koostamisel kõiki tulemusi. Teatud reservatsiooniga tuleks siiski võtta STUK-i laboratooriumi andmeid, kuna osa analüüsitulemusi on antud ebaotstarbekalt suure mõõtemääramatusega. Samuti pole arvestatud enne 1994 aastat saadu tulemusi, kuna puuduvad andmed nende usaldusväärsuse kohta.



Joonis 1.2.1. TÜFI Ra-228 ja Ra-226 analüüsitulemuste võrdlus



Joonis 1.2.2. STUK-i (Ra-226) ja Raadiumi Instiduudi (Ra-228) analüüsitulemuste võrdlus

Ülevaatetabeli koostamisel tekitab probleemi asjaolu, et erinevate puurkaevude vee radioaktiivsust on analüüsitud erinevas mahus. Põhjalik radioisotoopne analüüs, mis hõlmas kõiki potentsiaalselt tähtsaid looduslikke radioisotoope, on tehtud ainult 20 kaevu veele. Täiendavalt nendele on raadiumi nukliidide sisaldus mõõdetud 90 kaevu vees. Siiski on umbes 50 uuritud kaevu vees mõõdetud ainult Ra-226 sisaldus. Kuna on teada, et kambrium-vendi põhjavees on efektiivdoosi suhtes oluline arvestada ka Ra-228 hulka, siis modelleeriti viimase sisaldust Ra-226 andmete alusel kasutades nendevahelist statistilise korrelatsiooni seost. Korrelatsiooni leidmiseks raadiumi nukliidide vahel kasutati TÜFI teostatud analüüside esinduslikke, väikese mõõtemääramatusega

tulemusi (joonis 1.2.1). Korrelatsiooniteguri kõrge väärtus– R^2=0,93– eeldab, et ka Ra-228 sisaldus nende kaevude põhjavees on hinnatud suure usaldusväärsusega. Kokku on ülevaatetabelis toodud 148 puurkaevu põhjavee radioloogilised parameetrid (Lisa 1).

Lisas 1 toodud andmete põhjal on koostatud ülevaatekaardid (Kaart 1, 2, 3, 4). Kõikidest uuritud puuraukudest umbes 70% oli efektiivdoos üle viitetaseme, so rohkem kui 0,10 mSv/a. Rohkem kui kahekordse viitetasemega efektiivdoos oli 45%, kolmekordse tasemega 28% ja viiekordse tasemega 9% puuraukude veel. Kaartidel võib välja eraldada kaks põhjavee kõrge radioaktiivsusega piirkonda– Tallinn koos Harjumaaga ja Lääne-Virumaa põhjapoolne osa. Ida-Virumaal valdavalt on põhjavee radioaktiivsus madal ja vastuolu joogivee kvaliteedinõudega pole.

1.3 Ülevaade joogivee radioaktiivsusest Euroopas. Rahvusvaheliste organisatsioonide soovitused

EURATOMi asutamislepingu Art. 35 kehtestab nõude: „Iga liikmesriik loob vajalikud vahendid õhu, vee ja pinnase radioaktiivsuse taseme pidevseireks ja tagab põhistandardite järgimise" ja Art. 36 lisab: „Asjaomased asutused edastavad perioodiliselt komisjonile teavet artiklis 35 nimetatud kontrollide kohta, et komisjon oleks informeeritud elanikkonnale mõjuva radioaktiivsuse tasemest". Siit järeldub, et eristatakse elanikkonnale mõjuva radioaktiivsuse taset ja põhistandardite järgimist. Sellest tulenevalt põhistandardid töötajate ja kogu elanikkonna tervise kaitseks ioniseerivast kiirgusest tuleneva ohu eest, so direktiiv 96/29/EURATOM, looduskeskkonna tekitatud elanikkonna kogukiirituse hindamise kohustust otseselt ei kehtesta. Küll aga kehtestab nõuded, kuidas elanikkonna kogukiiritust hinnata tuleb (art. 45). Artikkel 45 *Elanikkonnadooside hinnangud* sätestab, et pädevad asutused:
a) kindlustavad, et ... doosi hinnangud tehakse võimalikult realistlikena elanikkonna kui terviku suhtes ja elanikkonna kriisirühmade suhtes kõigis paikades, kus need rühmad võiksid esineda;
b) võttes arvesse radioaktiivsete ainete levi efektiivseid kiiritusradasid, teevad otsuseid hindamise sageduse kohta ja võtavad vajalikke abinõusid elanikkonna kriisirühmade kindlakstegemiseks;
c) kindlustavad radioloogilist riski arvestades, et elanikkonna doosihinnangud sisaldavad:
- väliskiirgusest tekitatud dooside hindamist, näidates asjakohasel juhul vastava kiirguse kvaliteeti,
- radionukliidide sissevõtu hindamist, näidates radionukliidide liiki ja vajaduse korral nende füüsikalist ja keemilist olekut, ning nende radionukliidide aktiivsuse ja kontsentratsioonide määramist,
- dooside hindamist, mida elanikkonna kriisirühmad saada võivad, ja nende rühmade näitajate täpsustamist.

d) nõuavad registrite pidamist seoses väliskiirituse mõõtmiste, radionukliidide sissevõtu ja radioaktiivse saastumise hinnangutega, samuti kriisirühma ja elanikkonna saadud dooside hindamise tulemustega.

Asutamislepingu järgi tuleb elanikkonnale mõjuva radioaktiivsuse taseme, seega ka looduskiiritust arvestavat, hindamist teha perioodiliselt. Kuna selline pidev tegevus on tohutult töömahukas ja kulukas, siis komisjoni soovitustes 2000/473/EURATOM Art. 36 rakendamise kohta piiratakse soovituslikult perioodilise aruandluse mahtu. Seejuures aga eeldatakse, et liikmesriik korraldab oma elanikkonna kogudoosi hindamisi, sest vastasel juhul pole võimalik eristada kriisirühmi, doositaseme pikaajalisi muutusi, vastata kodanike muredele jms.

Need nõuded koos kõigi vajalike hindamismeetodite ja doosikoefitsientidega sisalduvad ka Eesti asjakohases seadusandluses: Kiirgusseaduses ja selle alusel antud keskkonnaministri 2005. a määruses nr 45 (Kiirgustöötaja ja elaniku..., 2005).

Enamus Euroopa Liidu liikmesriike tagab kiirgusseire vastavalt EURATOMi asutamislepingu artiklile 35. Paljudel liikmesriikidel on ka eraldi programmid joogivee kvaliteedi seireks, mis sisaldavad ka radioloogilisi komponente. Ülevaade sellest, kuidas Euroopa Liidu liikmesriigid täidavad nimetatud nõudeid ja soovitusi on veebis kergesti leitavad asjakohastes aruannetes komisjonile, EURATOMi verifitseerimisraportites jm. Paljudel juhtudel on aga tegu just perioodiliste ettekannetega (nt, kahe aasta järel, kus peetakse kinni pigem minimaalsetest komisjoni soovitustest). Et riigid teevad oluliselt põhjalikumaid uuringuid ja hindamisi järeldub andmetest, mida nad on esitanud/esitavad United Nations Scientific Committee on the Effects of Radiation (UNSCEAR) aruandesse ÜRO peaassambleele. EL läbi viidud uuringute tulemustena on vähemasti 9 liikmesriiki välja toonud joogivees sisalduva raadiumi kui võimaliku probleemi joogivee kvaliteedi tagamisel.

Ülevaade joogivee tarbimisest saadavatest doosidest Euroopa Liidu liikmesriikides annab järgnev tabel 1.3.1. Esitatud arvude suhtes tasub olla tähelepanelik, sest mitmete dooside puhul on hinnatud maksimaalseid väärtusi. Hinnangute tegemisel on arvestatud Maailma Tervishoiu Organisatsioon (WHO) ja USA Keskkonnakaitse Agentuur (EPA) soovitusi, kes kasutavad dooside arvutamisel täiskasvanute jaoks joogivee kogust 2 liitrit vett päevas.

Tabel 1.3.1. Joogivee tarbimisest põhjustatud efektiivdoos (mSv/a) erinevates riikides ning peamised radionukliidid

Riik	***Doos***	***Peamised radionukliidid***	***Märkused***
Soome	0.39	Rn-222, Ra-226, U-238, U-234	puurkaevude kasutajatele
Soome	0.05	Rn-222, Ra-226, U-238, U-234	šahtkaevude kasutajatele
Rootsi	0.51	Rn-222, Ra-226, U-238, U-234	puurkaevude kasutajatele
Ukraina	0.22	Rn-222, Ra-226, U-238	puurkaevude kasutajatele
Taani	0.16	Rn-222, Ra-226	Bornholmi saare puurkaevude kasutajatele
Taani	<0.005	Rn-222, Ra-226	v.a Bornholmi saare elanikud
Šveits	0.03	U-238, Ra-226, Ra-224	maksimaalne doos
Austria	0.12	Ra-226	maksimaalne doos
Hispaania	3.3	Rn-222	maksimaalne doos
Hispaania	4.2	pikaealised radionukliidid	maksimaalne doos
Ungari	<0.1	Rn-222, Ra-226	
Šoti	0.05	Rn-222	maksimaalne doos
Kreeka	<0.05	Rn-222	

Erinevad riigid on doosipiirmääradest tuletanud ka siis lubatud maksimaalsed radionukliidide kontsentratsioonid joogivees, mida üldjuhul esitatakse soovitustena, mitte regulatiivsete õigusaktidena. EL joogivee direktiiv annab viitedoosi 0,10 mSv aastas. Kasutades doosifaktoreid ning võttes arvesse, et päevas tarbitakse 2 liitrit vett, siis vastab see Ra-226 kontsentratsioonile 0,5 Bq/l. Näitena on ära toodud EL, Soome ja USA soovitused (tabelid 1.3.2 ja 1.3.3).

Tabel 1.3.2. USA EPA poolt antud soovitused

	Maksimaalsed tasemed
Beeta/footonite emiteerijad	4 mrem/aastas
kogu alfa	15 pCi/l =0,55 Bq/l
Raadium (nii 226 kui ka 228)	5 pCi/l =0,185 Bq/l
Uraan	30 µg/l

Tabel 1.3.3. Soome ja EL soovitused maksimaalsete radionukliidide kontsentratsioonide (Bq/l) kohta joogivees. Alused: Soome - Soovitused erakaevude kasutajatele, sotsiaalministri määrus 401/2001 ja EL - EN direktiiv 98/83/EÜ, EK soovitused 2001

Radionukliid	***Soome***	***Euroopa Liit***
Rn-222	300, 1000	100-1000
Ra-226	3	0.5
U-238	20	3
U-234	20	2.8
Pb-210	0.5	0.2
Po-210	3	0.1

2 Põhjaveest toodetud joogivee tarbimisest tingitud kiiritusdoos ja terviseriskid

2.1 Kambrium-vendi põhjavett joogiveena kasutava elanikkonna jaotus

Antud töös on hinnatud kambrium-vendi põhjavett joovate elanike üldarvu ja nende jaotust adminstratiivüksuste kaupa. Hinnangu koostamisel kasutati Info- ja Tehnokeskuse (ITK) andmebaase.

Lähteandmebaasiks võeti ITK register (Lisa 2), kus on toodud puurkaevude katastrinumbrid, veevõtt, käitleja jm. Puurkaeve on võimalik süstematiseerida veekomplekside kaupa. Puurkaevude koordinaate register aga ei sisaldanud. Selle tõttu pole võimalik hinnata, kui suur hulk puurkaevudest võiks jääda Eesti Geoloogiakeskuse poolt modelleeritud kõrgenenud aastase efektiivdoosiga aladele. Koordinaatide olemasolul oleks saanud selle kaardi alusel anda üldise hinnangu kõikide puurkaevude põhjavee radioaktiivsuse kohta.

Lisas 2 on veekäitlejad kodeeritud kujul. Andmed veekäitlejate kohta asuvad Lisas 3. Nimetatud lisas aga asuvad ka veekäitlejad, kes ei kasuta vett joogiveeks ning toiduainetööstustes. Eraldi selektsiooni ainult joogivee varustajatest ning toiduainetööstuses kasutatava vee kohta nende andmete puhul ei ole võimalik teha, kuna käitlejate põhitegevusala pole alati korrektselt lahti kirjutatud ning register ei ole täielik. Samuti ei kajasta register veekäitlejate klientide arvu, mis on vajalik, et hinnata inimeste hulka, kes teatud veekompleksi vett tarbivad.

Järgnevalt kasutati ITK registrit, mis kajastab aastast veevõttu maakondade, valdade/linnade kaupa (Lisa 4). Tabelisse lisati põhjaveekompleksidele ka pinnaveevõtt, kuna teatud piirkondades, näiteks Tallinna linnas ja Narva linnas kasutatakse seda joogiveena. Mõnes tööstuspiirkonnas aga kasutatakse kogu pinnavesi tööstuslikuks otstarbeks. Sellisel juhul on pinnavee hulgale märgitud taha tärn (*), ning seda kogust ei arvestata potentsiaalse joogiveena. Info pinnavee kasutuse kohta on saadud päringute kaudu valdade spetsialistidele.

Lisasse 4 on lisatud autorite poolt välja arvestatud C-V veekompleksist võetava vee protsentuaalne hulk võrreldes üldise veevõtuga. See võimaldab hinnata inimeste arvu, kes sellist vett võiksid juua.

Lisas 5 on toodud ITK registri alusel välja selekteeritud vallad, kus kambrium-vendi veekompleksist vett võetakse ning anti hinnang, kui palju võiks olla veetarbijaid. Lisaks antud töö käigus tehtud hinnangule on välja toodud eraldi rida Tervisekaitseinspektsiooni (TKI) andmetest tarbijate hulga kohta, kuid see pole kohati adekvaatne. Näiteks sisaldavad need andmed mõnel juhul tööstuslikke veevõtjaid (sellisel juhul on andmete taga **), ning mõnes kohas on andmed nähtavalt puudulikud (sellisel juhul tähis *). Selletõttu ei saa TKI andmeid kasutada, ning elanikehulga hindamise aluseks võetakse Kiirguskeskuse arvutused. Siiski esineb selles hinnangus mõningane ebatäpsus, sest polnud võimalik andmeid individuaalselt käsitleda. Näiteks on teada, et Kohila vallas Salutagusel kasutatakse C-V vett vaid pärmitööstuses, ning reaalsed veejoojad on vaid töölised, keda on ca 30. Veehulka arvestades aga võiks potentsiaalseid tarbijaid olla Kiirguskeskuse hinnangul palju rohkem, kes antud arvutuste alusel jäävad Kohila valda, kuna täpsemad andmed puuduvad. Samuti on C-V veekompleksist võetava vee protsentuaalne hulk Maidla vallas ning Voka alevikus Kiirguskeskuse arvutuste kohaselt väga väike, ometi selgub TKI andmetest, et seal on potentsiaalseid veetarbijad, keda praegu ei saa arvesse võtta.

Praegu olemasolevate üldiste andmete alusel hindab Kiirguskeskus C-V veetarbijate arvuks 230 000. Analüüsitud puurkaevude andmetest (Lisa 1) järeldub, et umbes 80% puhul ületakse efektiivdoosi piirväärtust 0,10 mSv/a. Seega võime üldisel tasemel hinnata, et lubatust kõrgema radionukliidide sisaldusega vett tarbib 184 000 inimest, mis on 14% Eesti elanikkonnast.

Administratiivüksuste kaupa saab välja tuua, et kambrium-vendi põhjavett võetakse:

Anija, Aseri, Haljala, Harku, Jõelähtme, Jõhvi, Keila, Kehra, Kiili, Kohila, Kohtla, Kohtla-Nõmme, Kuusalu, Loksa, Lüganuse, Martna, Mäetaguse, Nissi, Noarootsi, Raasiku, Rae, Ridala, Risti, Saku ning Saue vallas ja

Haapsalu, Jõhvi, Keila, Kohtla-Järve, Kunda, Loksa, Maardu, Narva, Narva-Jõesuu, Paldiski, Püssi, Rakvere, Kiviõli, Saue, Sillamäe ja Tallinna linnas.

Täpsema ja usaldusväärsema hinnangu saamiseks soovitame järgmise etapina välja selgitada kambrium-vendi veekompleksist põhjavett võtvate:

veekäitlejate arv, (ettevõtjad, kes kasutavad vett joogiveega varustamiseks või toiduainetööstustes ning isikliku veevärgi omajad, kes võtavad vett üle 10 m^3 ööpäevas või veevärki kasutab rohkem kui 50 inimest); nende asukoht, tegevusala, ning puurkaevude arv;
veekäitlejate klientide arv puurkaevude kaupa;
puurkaevude koordinaadid.

2.2 Joogivee tarbimisest põhjustatud elanikudoosi komponent

Olemasolevate andmete põhjal kambrium-vendi veekompleksi põhjaveest inimesele põhjustatud aastase oodatava efektiivdoosi määramiseks on käesolevas töös järgitud WHO arvutusmeetoodikat. Kasutatud on WHO juhenditest tulenevaid doosikoefitsiente eri vanusegruppidele, mis on Eesti seadusandluses ära toodud keskkonnaministri 2005. a määruses nr 45 (Kiirgustöötaja ja elaniku…, 2005). Tabelis 2.2.1 on võrdluseks ära toodud Ra-226 ja Ra-228 doosikoefitsiendid ning eri vanusegrupppide poolt ööpäevas tarbitav joogivee kogus (Savitskaja, L. jt, 2001). Alla ühe aasta vanuse lapse doosikoefitsient on Ra-226 puhul 16 korda suurem ning Ra-228 puhul 44 korda suurem kui täiskasvanul. Eeldades, et alla aasta vanune laps joob aastas u 182,5 l ja täiskasvanud inimene 730 l joogivett saab laps Ra-226 arvelt 4 korda suurema ja Ra-228 arvelt 10 korda suurema efektiivdoosi kui täiskasvanu. Doosikoefitsientide järgi on suurimaks riskirühmaks alla ühe aasta vanused lapsed. UNSCEAR peab ohustatuimaks vanuserühma 1-2 a, sest uuringute alusel eeldatakse, et alla ühe aastase lapse jook/toit saadakse valdavalt emapiima kaudu. Eesti statistika andmetel 40% imikutest toituvad esimese kuue elukuu jooksul rinnapiimast (Aben, M. jt, 2005).

Tabel 2.2.1. Radionukliidide sissevõtust põhjustatud dooside doosikoefitsiendid ning eri vanusegruppide poolt ööpäevas joodava vee kogus

Vanusegrupp	Ra-226 (Sv/Bq)	Ra-228 (Sv/Bq)	Joodava vee kogus ööpäevas (l)
<1 a	$4{,}7\cdot10^{-6}$	$3{,}0\cdot10^{-5}$	0,5
1-2 a	$9{,}6\cdot10^{-7}$	$5{,}7\cdot10^{-6}$	0,75
2-7 a	$6{,}2\cdot10^{-7}$	$3{,}4\cdot10^{-6}$	0,75
7-12 a	$8{,}0\cdot10^{-7}$	$3{,}9\cdot10^{-6}$	1
12-17 a	$1{,}5\cdot10^{-6}$	$5{,}3\cdot10^{-6}$	1,5
>17 a	$2{,}8\cdot10^{-7}$	$6{,}9\cdot10^{-7}$	2

WHO soovitab joogivee radioloogilise ohtlikkuse hindamisel võtta aluseks täiskasvanud inimese veetarbimisest tulenev aastane oodatav efektiivdoos, kuna ioniseeriva kiirguse toime on pikaajaline, mis täiskasvanu puhul summeeritakse 50 aastani (WHO, 2003). Selle soovituse alusel on ka käesolevas töös võetud vaatluse alla just täiskasvanud inimene (>17 a).

Radionukliidi poolt joogivees põhjustatav efektiivdoos on arvutatud järgmise valemiga:

$$E_{Ra\text{-}226} = C_{Ra\text{-}226} \times h(g)_{Ra\text{-}226} \times q \times 1000,$$

$$E_{Ra\text{-}228} = C_{Ra\text{-}228} \times h(g)_{Ra\text{-}228} \times q \times 1000$$

$E_{Ra\text{-}226,228}$ - vastava radionukliidi poolt aastas põhjustatav oodatav efektiivdoos, mSv/a
$C_{Ra\text{-}226}$ – Ra-226 aktiivsuskontsentratsioon vees, Bq/l
$C_{Ra\text{-}228}$ -- Ra-228 aktiivsuskontsentratsioon vees, Bq/l
$h(g)_{Ra\text{-}226,228}$– elanike eri vanuserühmade g efektiivdoosi koefitsiendid h(g) raadiumi nukliidide sissesöömisel, Sv/Bq
q- aastas tarbitava vee hulk, l

Aastase oodatava efektiivdoosi koguväärtus on arvutatud järgmise valemiga:

$$E_{kogu} = E_{Ra\text{-}226} + E_{Ra\text{-}228}, \quad \text{mSv/a}$$

Käesolevas töös hinnangute andmisel eeldatakse, et puuraukudes määratud radionukliidide sisaldused on samad ka tarbijani jõudvas joogivees. 2002. aasta uurimistöös (Savitskaja, L. jt, 2002) on analüüsitud ja võrreldud nelja puurkaevu vee (2 Tallinnas, Rakveres ja Keilas) radionukliidide sisaldust enne ja pärast veetöötlust. Radionukliidide aktiivsuskontsentratsioonid olenemata veeproovi võtmise kohast olid sarnased. Ainsana vähenes Ra-228 sisaldus kahes Tallinna puurkaevus, mis kokkuvõttes andis aastase efektiivdoosi vähenemise, vastavalt 0,31→0,29 mSv ja 0,29→0,27 mSv. Radionukliidide kontsentratsioonide suurte erinevuste puudumise tõttu vees enne ja pärast veetöötlust on hinnangute andmine puurkaevude andmete alusel õigustatud. Tegelikkuses tuleks efektiivdooside hindamisel arvestada radionukliidisisaldust reaalselt tarbijani jõudvas joogivees.

Valdavalt kõigis uuritud puurkaevudes on analüüsitud Ra-226 sisaldust. Ra-228 aktiivsuskontsentratsioonid on olemas 78% uuritud puurkaevude vee kohta. Joogiveest saadava efektiivdoosi leidmiseks on puuduvad Ra-228 sisaldused leitud Ra-226 ja Ra-228 korrelatiivse seose abil, mida on täpsemalt käsitletud punktis 1.2. Hinnangute andmiseks on nimetatud meetod usaldusväärne. Radionukliidide analüüsitulemused on valdavalt antud väikese mõõte-määramatusega ning neid efektiivdooside arvutamisel ja hinnangute andmisel ei ole arvestatud.

Täpsemate hinnangute tegemisel tuleb aga arvestada, et ka arvutatud efektiivdoosidel esineb teatud määramatus.

WHO näeb ette ka suure doosikoefitsiendiga radooni pikaajaliste tütarisotoopide Pb-210 ja Po-210 poolt tekitatud efektiivdoosi arvestamist aastasesse piirmäära 0,10 mSv (WHO, 2004). Eestis on Pb-210 ja Po-210 sisaldust puurkaevude vees analüüsitud 2001. a uurimistöös (Savitskaja, L. jt, 2001), kus määratud aktiivsuskontratsioonid olid väikesed, vastavalt kuni 0,10 Bq/l ja 0,015 Bq/l. Joogivee Direktiiv 98/83/EC ja Eesti seadusandlus ei näe ette nimetatud isotoopide arvestamist joogiveest saadava efektiivdoosi hulka. Euroopa Komisjoni soovituses 2001/928/Euratom aga märgitakse, et tuleks siiski arvestada Pb-210 ja Po-210 poolt põhjustatud efektiivdoos kehtestatud piirnormi sisse, sest nende poolt põhjustatav aastane efektiivdoos võib ulatuda 0,05 mSv/a.. Seega oleks raadiumi kõrval oluline uutes analüüsides arvestada ka suure doosikoefitsiendiga nukliidide Pb-210 ja Po-210 sisaldust. Nimetatud nukliidide kohta on väga vähe andmeid, siis antud aruandes neid lähemalt ei käsitleta.

Kiirguskeskuse andmetel on Eestis 41 valda ja linna, kus tarbitakse kambrium-vendi veekompleksi põhjavett. Siinkohal on arvestamata jäetud need vallad ja linnad, kust kambrium-vendi veekompleksist võetavad põhjaveekogused on väga väikesed võrreldes kogu võetava vee hulgaga. Hinnanguliselt tarbib kambrium-vendi põhjavett umbes 230 000 inimest (u 17% Eesti elanikest). Usaldusväärsed andmed radionukliidide sisalduse kohta kambrium-vendi põhjavees on 30 valla ja linna kohta, kokku 155 puurkaevu kohta. Uuritud on Harjumaa, Ida-Virumaa, Lääne-Virumaa, Läänemaa, Põlvamaa ja Raplamaa puurkaeve. Potentsiaalne veetarbijate hulk nendes maakondades on ära toodud tabelis 2.2.2.

Tabel 2.2.2. Potentsiaalne kambrium-vendi veetarbijate hulk maakondade kaupa

Maakond	Potentsiaalne C-V veetarbijate arv
Harju	122660
Ida-Viru	73953
Lääne	10633
Lääne-Viru	18522
Põlva	122
Rapla	3742
Kokku:	**229632**

Olemasolevate andmete alusel saab kambrium-vendi vett tarbiv täiskavanud inimene 730 l joogivee aastasest tarbimisest oodatava efektiivdoosi 0,02-0,95 mSv. UNSCEAR andmetel saab elanik aastas kõigist allikatest kokku 2,8 mSv suuruse efektiivdoosi, millest 2,4 mSv saadakse looduslikest ning 0,4 mSv tehisallikatest (UNSCEAR, 2000). Seega moodustab joogiveest saadav efektiivdoos keskmisest summaarsest efektiivdoosist kuni 34%. Tuginedes aga Euroopa Komisjoni soovituses 2001/928/Euratom toodud nõudele arvestada ka Po-210 ja Pb-210 osa, ulatub täiskasvanu efektiivdoos 1,05 mSv/a. Juhul kui joogiveest saadav efektiivdoos on alla piirnormi moodustab see kogu efektiivdoosist u 4%. Suurimad tulemused on saadud Kundas, teiste valdades ja linnades üldist seaduspärasust ei saa täheldada, samas linnas või vallas uuritud erinevatest puurkaevudest on saadud nii suuri kui ka väikeseid tulemusi. Samuti ei ole seaduspärasusi maakondade lõikes- radionukliidide kontsentratsioonid on eri puurkaevudes kambrium-vendi tarbimispiirkonnas väga varieeruvad. Kõrgeimad üksikud tulemused on mõõdetud Kundas, Kuusalus, Viimsis, Tallinnas, Jõelähtmes, Maardu linnas, Rakveres ja Kehras.

Olemasolevate andmete põhjal ei ole võimalik täpselt hinnata, kui suur hulk inimesi kõrgendatud radionukliidide sisaldusega vett tarbib ning kui suured on sellest põhjustatud aastased oodatavad efektiivdoosid. Suuremates veejaotussüsteemides jagatakse tarbijale erinevatest veeallikatest väljutatavat vett. Täpse hinnangu andmiseks on vaja välja selgitada, kui palju inimesi tarbib mingi kindla radionukliidse koostisega joogivett. Seega tuleks järgnevates uuringutes määrata radionukliidide sisaldused veevärkide kaupa, kuna ühte veevärki võib jõuda erinevate puuraukude vesi, mida enne tarbijani jõudmist omavahel segatakse. Lisaks tuleks välja selgitada need kambrium-vendi veekompleksist võetavad veekogused, mida kasutatakse toiduainetööstuse tarbeks. Samuti on vaja kindlaks teha, kui palju vett inimene aasta jooksul joob. Juhul kui täiskasvanud inimene tarbib aastas vähem kui 730 l joogivett, mille alusel on antud töös efektiivdoosi arvutused tehtud, on ka aastane oodatav efektiivdoos väiksem. Seega kasvaks nende inimeste arv, kes tarbivad joogivett, millest saadav aastane oodatav efektiivdoos jääb alla piirnormi 0,10 mSv.

2.3 Elaniku kogudoos. Elanikudoosi reguleeritav osa

Olemasolevate Eesti kiirgusseire andmete põhjal on koostatud tabel 2.3.1, kus on ära toodud looduslikest ja tehislikest radionukliididest põhjustatud elaniku aastane efektiivdoos. Elanike summaarse efektiivdoosi (kogudoosi) hindamiseks tuleb sellele liita meditsiinikiiritusest saadav efektiivdoos. Tabelis esitatud väärtused on hinnangulised. Täpsemate tulemuste saamiseks on vaja uurida kõikidest allikatest saadavaid efektiivdoose. Näiteks puuduvad andmed looduslike radionukliidide sisalduse kohta toiduainetes, mis moodustavad tõenäoliselt suurema efektiivdoosi kui tehislikud nukliidid. Samas ei ole teada ka meditsiinikiiritusest saadav doosikoormus, kuna Eestis puudub süstemaatiline patsiendidosimeetria. Olemas on küll andmed sagedasematest röntgenülesvõtetest saadavate dooside kohta kuid puuduvad andmed selliste uuringute kohta, mille puhul patsiendi saadav efektiivdoos võib ületada tavauuringu doosi sadu kordi (näiteks kompuutertomaograafia). Seega tuleks alustada patsiendidooside hindamist interventsionaalses radioloogias ja kompuutertomograafias ning koguda andmed kõigi röntgenseadmetega tervishoiuasutuste kohta. Olemasolevate andmete alusel ei saa öelda, kui suure doosikoormuse aastas saab inimene meditsiinist, kuna keskmised patsiendi efektiivdoosid on erineva suurusega erinevat tüüpi röntgenuuringute lõikes.

Eestis ei ole teostatud ka kosmilise kiirguse mõõtmisi kuna puudub vastav aparatuur. Tulemused on olemas vaid Be-7 aktiivsuskontsentratsioooni kohta (kirjeldatud punktis 1.1), mille komponent on aga teiste kosmogeensete radionukliididega võrreldes väga väike. Maailmas on aga kosmogeensete radionukliidide H-3, Be-7, C-14, P-32, P-33, S-35, Ar-39 keskmised sisaldused õhus küllaltki hästi teada. UNSCEAR andmetel saab inimene kosmilisest kiirgusest aastas 0,4 mSv suuruse efektiivdoosi (UNSCEAR, 2000).

Tabel 2.3.1. Looduslikest ja tehislikest radionukliididest põhjustatud elaniku aastane efektiivdoos

Kiirgusallikas	**Efektiivdoos looduslikest radionukliididest (mSv aastas)**	**Efektiivdoos tehislikest radionukliididest (mSv aastas)**	**Kokku aastas (mSv)**
Atmosfääri gammakiirgus	0,6-0,9	<0,001	0,6-0,9
Toit	Pole uuritud*	<0,005	<0,005*
Joogivesi	Kambrium-vendi vees 0,02-0,95	<0,0002	Kambrium-vendi vees 0,02-0,95
Radoon	Keskm. üle Kõigi Eesti alade: 1 Keskm. radooniohtlikel aladel: 4,7		Keskm. üle kõigi Eesti alade: 1 Keskm. radooniohtlikel aladel: 4,7
Kokku (mSv)	1,6-6,6*	<0,006	**1,6-6,6***

*andmete osalisel puudumisel ei ole tulemus täielik

Elanike aastane oodatav summaarne efektiivdoos kõigist allikatest (va meditsiinikiiritus) jääb olemasolevate andmete põhjal vahemikku 1,6-6,6 mSv. Tuleb arvestada, et see on hinnanguline suurus ning piirkonniti võib ühe või teise kiirgusallika osakaal kogu efektiivdoosis olla erinev. Näiteks radooniohtlikel aladel Põhja-Eestis võib üksikutes majades siseõhu radoon põhjustada kuni 30 mSv/a ulatuva efektiivdoosi. Tehislike allikate poolt põhjustatud doosikoormus jääb alla 1%, va meditsiinikiiritus. Kui meditsiinikiiritus juurde arvestada, siis tehislikest allikatest saadav doosikoormus tõuseb märkimisväärselt. Kogu maailmas moodustavad meditsiinikiirituse doosid, arvestatuna keskmiselt ühe elaniku kohta, muude tehiskiirituste kõrval suurima osa (üle 95%). UNSCEAR andmetel saab inimene aastas meditsiinist efektiivdoosi keskmiselt 0,4 mSv (UNSCEAR, 2000).

Vaatamata sellele, et inimkond on keskkonda paisanud tohutul hulgal radionukliide, on sellest saadav doos väga väike. Suurima kiiritusdoosi saab inimene siiski looduslikest allikatest, millest kõige suurema panuse annab radoon. Inimtegevusest põhjustatud kiirguskoormusest on suurima tähtsusega röntgenkiirguse kasutamine meditsiinis.

ICRP klassifitseerib kiiritust kui kutsekiiritus, meditsiinikiiritus ja elanike kogukiiritust. Kogukiirituse ühe osa moodustab kiiritus, mis on põhjustatud lubatud kiirgustegevustest ja toimingutest, kus kasutatakse kõrgenenud loodusliku radioaktiivsusega materjale. „Kiirgusseaduses" käsitletakse seda kiiritust elanikukiiritusena, mida tuleb jälgida ja vajadusel seadusandliku reguleerimisega piirata, st seda osa elaniku kogukiiritusest võib vaadelda kui elanikudoosi reguleeritavat osa. Sellele kiirituskomponendile on rakendatav ka Vabariigi valitsuse 2004. a määrusest nr 193 (Kiirgustöötaja ja elaniku..., 2004) tulenev elanikudoosi piirmäär 1 mSv/a.

Joogivee tootmist ja elanike joogiveega varustamist saab käsitleda toiminguna, kus tootmisobjektiks on looduslikke radionukliide sisaldav vesi. Selle tegevuse käigus müüakse elanikele joogivett kui tarbekaupa, mille tarbimisel saavad elanikud teatud kiiritusdoosi. Kiirguskaitse põhimõtete järgi tuleb rakendada vajadusel sellisele kiiritusdoosile piiranguid, et vältida elanike põhjendamatut terviseriski. Piirangut tuleb rakendada kõikide kiirgustegevuste ja toimingute poolt põhjustatud summaarsele kiiritusdoosile. Joogivee kvaliteedinõuetega määratud efektiivdoosi, 0,10 mSv/a, rakendamisel on seega oluline teada, milline on elanike kiiritusdoos kiirgustegevustest ja teistest toimingutest. Eestis on tegutsemas mitmed kiirgustegevuse operaatorid, kelle tegevus võib põhimõtteliselt põhjustada elanikel teatud efektiivdoosi. Käesoleval

ajal aga puudub Kiirguskeskusel informatsioon muudest toimingutest, mis võiksid põhjustada elanikele arvestatavat kiiritusdoosi.

Kiirgustegevus on mis tahes tegevus, mis võib suurendada inimese kiiritusdoosi tehislikest või teatud juhtudel ka looduslikest kiirgusallikatest. Sellisteks tegevusteks on näiteks radioaktiivsete ainete tootmine, töötlemine, kasutamine, omamine, ladustamine ja vedu. Ainsaks tegevuseks Eestis, mis on seotud looduslikke radionukliide sisaldavate ainete suurte kogustega, on haruldaste muldmetallide tootmine Silmet Grupp AS poolt Sillamäel. AS Silmet keskkonnaseiret teostab AS ÖkoSil, kes seonduvalt jäätmehoidlaga teostab ka Sillamäe linna keskkonnaseisundi üldist seiret, mille kohta esitatakse regulaarselt aruandlust. Seire käigus on mõõdetud gammakiirguse taset mitmes punktis Sillamäe linnas, kuid tulemused on jäänud loodusliku fooni piiresse (kuni 160 nSv/h). Tehase tootmistegevuse keskkonnamõju hindamisel tõdeti, et ei ole piisavalt andmeid usaldusväärse hinnangu andmiseks, millisel määral võib Silmeti tegevus suurendada ümbruskonna inimeste kiiritusdoosi (E-Konsult, 2004).

Teatud koguses radioaktiivseid aineid satub keskkonda ka AS A.L.A.R.A. Paldiski endise tuumaobjektil jätkuva desaktiveerimise ja demontaažitööde käigus. Kõige tõenäolisem tuumaobjektilt pärinevate radionukliidide allikas on nõrgvesi. Teostatud seire käigus määratud radionukliidide kontsentratsioonid on olnud mõõdukalt madalad, kuid annavad siiski tunnistust objekti radioaktiivsest saastumisest. H-3 kontsentratsioon Paldiski objekti territooriumil kontrollpuuraegu vees on olnud 10-1400 Bq/l, Sr-90 tasemed 0,03-0,25 Bq/l ning Cs-137 0,2-0,7 Bq/l. Kaugemates piirkondades on nimetatud tasemed tõenäoliselt palju väiksemad. Hinnatud ei ole aga Paldiski linna joogivett, seega ei ole teada, kas AS A.L.A.R.A. tegevus põhjustab inimestele lisakiiritusdoosi. Saasteainete sattumine linna joogivette on siiski vähe tõenäoline, kuna kohalikku joogivett ammutatakse põhjaveekihist, mis ei ole ühenduses pinnaveekihtidega. Siiski ei saa täielikult välistada ülemise põhjaveekihi kasutamist joogiveena. Samuti ei ole teostatud Paldiskis põllumajanduslikku seiret. Tuleks läbi viia piimaproovide võtmist samaaegselt indikaatoritega nagu rohi ja pinnas. Vajalik oleks uurida ka kohalike elanike harjumusi, et hinnata muude toiduainete, nagu metsasaadused ja ulukid, võimalikku mõju. Kiirguskeskus on määranud Pakri poolsaare lähedal Cs-137 sisaldust vetikates (kontsentratsioonid on jäänud vahemikku 22-34 Bq/kg kuivkaalus), merevees (38-73 Bq/m3), setetes (62-580 Bq/kg kuivkaalus) ja kalades (u 9 Bq/kg). Hiljuti läbi viidud Paldiski objekti tegevuse keskkonnamõju hindamise tulemused ei anna põhjust muretsemiseks (Jackson, D., Hyde, G., 2004).

Kiirgustegevustest ja toimingutest, mis pole seotud joogivee varustamisega, elanikele põhjustatud doos on marginaalse väärtusega jäädes vähemalt ühe suurusjärgu võrra allapoole elanikudoosi piirmäära– 1 mSv/a. Seega põhiliseks reguleeritavaks elanikudoosi komponendiks jääb joogivee tarbimisest põhjustatud kiiritusdoos.

2.4 Joogiveest põhjustatud terviseriskid. Riskigrupid

Kõrgendatud radioaktiivsusega joogivee tarbimisel saadakse üldjuhul mõõdukaid kiiritusdoose, mis ei põhjusta inimesel deterministlikke tervisekahjustusi, külla aga suureneb risk juhuslikult haigestuda raskesse haigusesse, näiteks vähki. Stohhastiliste tervisekahjustuse riski hindamiseks on otstarbekas kasutada Rahvusvahelise Kiirguskaitsekomisjoni (ICRP) poolt leitud riskitegurit, mida väljendatakse eluaja jooksul raskesse haigusesse haigestumise tõenäosusega efektiivdoosi ühiku kohta: $5 \cdot 10^{-5}$/1 mSv (ICRP, 1991).

Radioloogiliselt ohutu joogivee tarbimisel saadakse väiksem kui 0,10 mSv/a efektiivdoos, millele vastab stohhastiliste tervisekahjustuste eluaegne risk 0,5 $\cdot 10^{-5}$. See on oluliselt madalam joogivees sisalduvatest mikroobidest ja keemilistest ühenditest tingitud riskist ja on ühiskonna poolt aktsepteeritav.

Nagu eelmistes punktides näidatud, on radionukliididest kambrium-vendi põhjavees suurima kontsentratsiooniga raadiumi nukliidid. Samas osaleb raadium väga aktiivselt organismi ainevahetuses. ICRP hinnangute kohaselt toidu ja joogivee abil organismi jõudnud raadium moodustab 15-21% sissevõetud raadiumist. Laste puhul on raadiumi absorptsioon suurem, eelkõige just kasvuperioodide ajal. ICRP 67 kohaselt käitub raadium organismis sarnaselt baariumile. Seedetraktist verre ja kopsudesse liikudes käitub ta analoogselt kaltsiumile, kuigi liikumiskiirused on erinevad. Peamiselt koguneb raadium kehas luudes ning pehmetes kudedes. Esimese kuu jooksul väheneb raadiumi kontsentratsioon luudes 10%, edaspidi nii 0.5-1% aastas ning seda ligikaudu 25 aasta jooksul. Peale sissesöömist koguneb umbes 20% raadiumist pehmetesse kudedesse.

Peamiselt võib radionukliidide sisaldus joogivees põhjustada vähki haigestumise tõenäosuse suurenemist. Uraani sisaldav joogivesi võib lisaks vähki haigestumise riski suurendamisele põhjustada ka neeru mürgitust. Pikaajalise viivituse järel võib kiirguse poolt modifitseeritud rakk saada vähi arengu initsiaatoriks. Organismi reahabilitatsiooni- ja kaitsemehhanismide tõttu on selline areng väikestel doosidel ülimalt väikese tõenäosusega, kuid siiani pole leitud mitte mingeid kinnitusi doosiläve olemasolust vähi tekkeks. Stohhastilisi efekte iseloomustab nende kujunemise tõenäosuse suurenemine võrdeliselt doosi suurenemisega ja asjaolu, et tagajärgede raskus ei sõltu üldse neid tekitanud doosi suurusest. Tõepoolest, tõenäosus vähki haigestuda on suurem suuremaid doose saanud indiviididel, kuid vähi kulg ja selle tagajärjed pole otseselt seotud teda esilekutsunud doosi suurusega. EPA kodulehel toodud info kohaselt võib raadium tekitada luuvähki kui saadavad doosid on piisavalt suured. EPA hinnangutel põhjustab pikaajaline raadiumi-rikka vee (5 pCi/l) 44 lisa vähi juhtumit miljoni tarbija hulgas. Risk kahekordistub kontsentratsiooni 10 pCi/l korral. Riski suurusjärk on võrreldav riskiga saada surma äikeselöögi tõttu. Joogivees sisalduv raadium on aga ebavajaliku riskiga, st raadiumit on võimalik joogiveest eraldada.

Soome uuringud ei ole suutnud tõestada seost joogivees oleva Ra-226 kontsentratsiooni ja leukeemia või kõhuvähi tekkimise riski suurenemise vahel. Samas väidab teine uurimus, et raadiumi sissesöömise ja leukeemia tekkimise vahel on seos olemas. Selge on see, et lõplike järelduste tegemiseks on vajalikud täiendavad uuringud, sest tegemist on tõenäosuslike efektidega, mille avastamine on suhteliselt keerukas.

Siiski on uuringud tõestanud fakti, et sõltuvalt eri vanusegruppide füsioloogilistest iseärasustest tekitab sama koguse radionukliidide sissesöömine erineva tervisekahjustuse riski. Seda arvestatakse doosikoefitsiendi väärtusega, mis on oluliselt kõrgem väikelastel. Doosikoefitsient väljendab efektiivdoosi hulka, mis on põhjustatud ühikulise hulga radionukliidide sissevõtust, väljendatakse näiteks ühikuga mSv/Bq või µSv/Bq. Seega, mida kõrgem on mingi vanusegrupi jaoks doosikoefitsient, seda suurema efektiivdoosi need isikud saavad ja seda suurem on tervisekahjustuse risk.

Tabel 2.4.1. Efektiivdoosi koefitsiendid looduslike radionukliidide sissevõtust (sissesöömine) saadava oodatava efektiivdoosi hindamiseks

Radionukliid	**efektiivdoosi koefitsient (µSv Bq^{-1})**			
	<1 a	**1-2 a**	**Alaealine***	**täiskasvanu**
^{238}U	0,34	0,12	0,068	0,045
^{234}U	0,37	0,13	0,074	0,049
^{230}Th	4,1	0,41	0,24	0,21
^{226}Ra	4,7	0,96	0,80	0,28
^{210}Pb	8,4	3,6	1,9	0,69
^{210}Po	26	8,8	2,6	1,2
^{232}Th	4,6	0,45	0,29	0,23
^{228}Ra	30	5,7	3,9	0,69
^{228}Th	3,7	0,37	0,15	0,072
^{235}U	0,35	0,13	0,071	0,047

* kasutatud UNSCEAR 2000 keskmist vanuserühma 7 – 12 a jaoks.

Nagu antud tabelist 2.4.1 on näha, on imikud eriti tundlikud radionukliidide sissesöömise suhtes. Näiteks sama koguse Ra-228 sissesöömisel saab imik ligi 40 korda suurema efektiivdoosi kui täiskasvanud inimene. Praktiline tervisekahjustuse risk on imikul siiski ainult 8-10 korda suurem, kuna ta tarbib oluliselt vähem joogivett.

Samuti selgub tabelist, et eri radionukliidid on erineva ohtlikkuse astmega. Suhteliselt väikesed on uraani ja tooriumi nukliidide doosikoefitsiendid ja seega on nad ka ohutumad inimese tervisele. Oluliselt suuremad on doosikoefitsiendid Ra-226/228 ja Pb/Po-210 jaoks. Kahjuks on nende radionukliidide, eriti esimeste, sisaldus kambrium-vendi põhjavees küllalt kõrge.

Doosikoefitsientide järgi peaks olema suurimaks riskirühmaks alla 1 a imikud, kelle puhul nt. Ra-228 doosikoefitsient on > 40 korda suurem täiskasvanu omast. UNSCEAR siiski peab olulisimaks vanuserühma 1-2 a, sest uurimuste alusel eeldatakse, et < 1 a imikute jook/toit saadakse valdavalt emapiima kaudu.

Kasutades Eestis soovituslikke vee sissevõtu päevatasemeid summaarselt (jookides + toidus) rühmades "laps (1-2 a)– alaealine (7-12 a)– täiskasvanu"(Tervisekaitsenõuded toitlustamisele..., 2002), vastavalt 1,2 l/d, 1,6 l/d ja 2,4 l/d, siis samasuguse radionukliidisisaldusega olmevee kasutamisel saab hinnata nende rühmade aastadooside suhteid. Teadaolevate veeandmete järgi on kambrium-vendi veekompleksi aladel geomeetriline keskmine aktiivsusekontsentratsioonidel Ra-226 (0,29 Bq/l) ja Ra-228 (0,36 Bq/l) suhe 1,2.

Eeltoodud eeldusi kasutades on mainitud vanuserühmade aastadooside suhted järgmised: 3,5:3,3:1. Siit järeldub, et kahe esimese rühma aastadoosid on ca 3,5 korda suuremad täiskasvanu omadest, seega geom. keskmised doosid vastavalt 1,10 mSv/a, 1,03 mSv/a ja 0,31 mSv/a. Statistikaameti 2004. a. andmetel jaguneb Eesti elanikkond järgmiselt: 0-2 a– 2,8%; 3-16 a– 16,4 % ja > 17 a– 80,8%. Rahvastikukeskmise doosihinnangu puhul omab suurimat kaalu muidugi täiskasvanute rühm. Olmeveest leitud radionukliidide puhul on seega kindlasti riskirühmaks kogu alla 17 a vanune elanikkonna osa. Seega teadaolevatel suure radionukliidisisaldusega olmevete aladel ületab keskmise alaealise (~20% elanikkonnast) aastadoos 10 kordselt viitetaseme 0,10 mSv/a.

Asukoha järgi moodustavad riskirühma need elanikud (nii lapsed kui täiskasvanud), kes elavad kõrge põhjavee radiaoktiivsuse piirkondades, näiteks Kundas ja Harjumaa mõnes piirkonnas.

Joogivee radioaktiivsuse probleemi lahendamisel ei saa tegevuste kavandamisel lähtuda laste riskigrupist, sest saneeritud veevärgist võtavad joogivett kõik vanusegrupid. Arvestades WHO joogivee käsitlust, kus ohutu joogivee kriteeriumiks võetud täiskasvanud inimesele põhjustatud efektiivdoosi tase on väga madal, on ka laste tervisekahjustuse risk aktsepteeritav. Edasises tegevuses on aga otstarbekas arvestada riskirühmi, kes elavad kõrge põhjavee radioaktiivsusega piirkondades.

3 Tegevused joogivee radioaktiivsusest tingitud probleemide lahendamisel

3.1 Viitetasemest kõrgema aktsepteeritava efektiivdoosi taseme kehtestamise võimalusest. Lubatav radionukliidide piirkontsentratsioon

EL direktiivis 98/83 EC toodud joogivee tarbimisest saadava efektiivdoosi kui indikaatori viitetaset on Eesti seadusandluses käsitletud piirväärtusena. Selle ületamise korral antud joogivesi ei vasta kvaliteedinõuetele ja selle müümiseks on vaja eriluba. Nimetatud direktiivis efektiivdoosi viitetaset ei käsileta piirväärtusena, vaid antakse liikmesriikidele võimalus otsustada, kas seda taset ületaval juhul tekib risk inimeste tervisele. Nagu näidatud punktis 2.3, eksisteerib väike terviserisk ka radioloogilises mõttes ohutu joogivee puhul. Küsimus on selle riski aktsepteeritavuses. Viitetasemele vastava efektiivdoosi põhjustatud terviserisk on väga madal ja ühiskond aktsepteerib ilma mingite tingimusteta vastava joogivee tarbimise lubamist. Tekib küsimus, kas ühiskond üldiselt võiks aktsepteerida ka mõnevõrra kõrgema riskiga joogivee tarbimisel?

Aktsepteeritavuse kriteeriumi valikul võiks lähtuda seadusandluses määratletud elanikukiirituse tasemest 1 mSv/a, mille võivad põhjustada lubatud kiirgustegevused ja toimingud, kus kasutatakse kõrgenenud looduslike radionukliidide sisaldusega aineid. Teatud mööndusega võib põhjaveest joogivee tootmist ja elanikele müümist käsitleda toiminguna, mis põhjustab elanikel täiendava kiiritusdoosi. Punktis 2.3 on näidatud, et Kiirguskeskuse käsutuses olevate andmete järgi nimetatud elanikukiirituse komponent praktiliselt puudub. Seega ainsaks legaalseks tootmistegevuseks, mis arvestataval määral põhjustab elanike täiendava kiiritusdoosi on joogivee müümine. Arvestades seda, et riskirühm väikelaste näol saab täiskasvanute viitetasemele vastava efektiivdoosi juures umbes 0,35 mSv/a, siis on kiirguskaitse seisukohalt täiesti aktsepteeritav sellise joogivee tarbimine, millest täiskasvanud inimesed saavad 0,2 mSv/a.

Viitetasemest kõrgema nn aktsepteeritava taseme sätestamisele seadusandluses peab siiski eelnema autoriteetne kõiki ühiskonna eluga seotud aspekte vaagiv ekspertiis, et vältida näiteks võimalikke probleeme, mis võivad tekkida toiduainetetööstusele seoses ekspordiga vm. Kõrgem aktsepteeritav tase seab kindlasti palju rangemad nõuded seiresüsteemile, sest siis on vaja täpsemalt jälgida radionukliidide sisaldust joogivees tarbija juures. Seega, selle kehtestamiseks tuleb eelnevalt teha kompleksne uuring ja selgitada, kas see on üldse õigustatud. Aktsepteeritava taseme kui piirmäära sissetoomine pole eesmärk omaette, vaid on ainult üks võimalus üldise probleemi leevendamiseks.

Uute veehaarete kasutuselevõtul on siiski väga oluline teada, kas joogivee lubatavaks piirmääraks jääb 0,10 mSv/a (praegune variant seadusandluses) või kehtestatakse sellest mõnevõrra kõrgem väärtus. Piirmäära tasemest sõltub otseselt vajalike investeeringute maht. Siit järeldub, et aktsepteeritava piirtaseme väljatöötamisega ei saa viivitada. Aruande autorite arvates oleks otstarbekas, kui Sotsiaalministeerium telliks kõrgema piirtaseme õigustamiseks uurimustöö mingilt teadusasutuselt, kes omaks vastavat rahvusvahelist tunnustust.

Juhul, kui ka osutub otstarbekaks sätestada 0,2 mSv/a vastav piirmäär, ületab hinnanguliselt poolte puurkaevude vesi ka selle taseme. Vastavates veevärkides tuleb siis kindlasti läbi viia vajaliku meetme valik. Sisuliselt tähendab see vee radioaktiivsuse vähendamiseks rakendatava meetme õigustatuse ja optimeerimise komplitseeritud analüüsi läbiviimist. Kui seda hakkavad tegema kohalikud tervisekaitseteenistused, siis võib juhtuda, et eri kohtades kasutatakse erinevaid

arusaame ja meetodeid, mis võib tekitada proteste nii veekäitlejate kui ka elanike (tarbijate) poolt. Võimalike arusaamatuste vältimiseks tuleks välja töötada ühtne metoodika, kuidas peaks käsitlema meetme valikul kõiki mõjutegureid, sealhulgas sotsiaalpsühholoogilisi, poliitilisi jm.

Vastavalt sotsiaalministri 2001. a määruse nr 82 §10 sätestatule peab kvaliteedi mittevastavuse korral Tervisekaitseinspektsioon otsustama vee edasise kasutamise võimaluse (Joogivee kvaliteedinõuded …, 2001). Seega on Tervisekaitseinspektsioon vastutav, et meetmete valikul oleks igal pool kasutusel usaldusväärne metoodika. Kuna otstarbekat metoodikat on juba praegu vaja, siis võiks seda teha näiteks Tervisekaitseinspektsioonilt tellitud tööna, mille käigus loodaks töörühm kaasates sinna mitmeid erialaspetsialiste tervise- ja kiirguskaitse, puhastustehnoloogia, sotsiaalpsühholoogia jt valdkondadest. Tuleb korraldada kohalike tervisekaitsetalituste töötajate koolitus, kus põhjalikult selgitataks antud metoodikat.

Teatud reserv viitetasemest kõrgema aktsepteeritava taseme kehtestamisel tekiks juhul, kui uuringutega õnnestub usaldusväärselt selgitada riskirühma tegelik joogivee tarbimnet. Uuringute aruannetes on efektiivdoosi arvutustes võetud laste joogivee tarbimise tasemeks sotsiaalministri poolt kinnitatud füsioloogiline norm. Tegelikkuses tarbivad lapsed aga palju piima, mahlu ja muid jooke ning on alust arvata, et keskmiselt tarbivad nad kraanist tulevat joogivett oluliselt vähem, kui seda näeb ette füsioloogiline norm. Siit järeldub, et riskirühma liikmete efektiivdoos on ilmselt väiksem sellest, mis on saadud arvutustega. Kui seda õnnestub usaldusväärselt näidata, siis on teatud veevärkide puhul võimalik lubada joogivees kõrgemat radionukliidide sisaldust.

3.2 Edasised uuringud ja pidevseire

<u>Mõõtemeetodite kontroll</u>

Põhjavee radioaktiivsuse mõõtetulemuste usaldusväärsuse tagamine on väga oluline edaspidise praktilise töö suhtes. Kuna laboratooriumide Ra-226 ja Ra-228 aktiivsuskontsentratsiooni mõõtetulemused saavad olema ainsaks kriteeriumiks väga kulukate saneerimismeetmete rakendamisel, kerkib esile vajadus väga täpselt määratleda kasutatavate mõõtemeetodite täpsus- ja tundlikkusparameeter. Senised uuringud on näidanud, et kambrium-vendi põhjavees on Ra-226 ja Ra-228 aktiivsuskontsentratsioon ligikaudu võrdne. Viitetasemele vastava oodatava efektiivdoosi annab sellisel juhul vesi, milles nende kummagi sisaldus on umbes 0,15 Bq/l. Radiomeetrilisel analüüsil saadav mõõtetulemus saadakse koos mõõtemääramatusega, mis tekitab määramatuse ka efektiivdoosi väärtusele. Selleks, et efektiivdoosi määramatus ei läheks väga laiaks, on radionukliidide selline aktiivsuskontsentratsiooni vaja mõõta vähemalt 20-30% täpsusega 95% usaldusväärsuse juures. Saneerimismeetmete valikul ja seireprogrammi täitmisel tekib vajadus mõõta efektiivdoosi piirväärtusele vastavast mitu korda väiksemaid nukliidide sisaldusi. Seega peab analüüsimeetodite tundlikkus olema vähemalt 0,04-0,05 Bq/l 95% usaldusväärsuse juures. Need on väga kõrged nõuded analüüsimeetodeile ja nende täitmist peab pidevalt kontrollima.

Analüüsitulemuste kõrge kvaliteedi tagamiseks on olemas piisav seadusandlik alus, mille järgi kõik põhjavett analüüsivad laboratooriumid peavad kasutama akrediteeritud meetodeid ja üldine kvaliteedi kindlustamise alase töö korraldamine lasub keskkonnaministri määrataval referentlaboril (Veeseadus, §12^1). Kvaliteedi tagamise süsteemi oluliseks osaks on perioodiliste võrdluskatsete korraldamine veeuuringutes osalevate Eesti laborite vahel ja osalemine rahvusvahelistes võrdluskatsetes. Praegu Eestis puudub vee radioaktiivsuse määramisel akrediteeritud meetodeid kasutav labor ja seega pole võimalik nimetada vastavat referentlaborit. Seega jääb võimalus tellida joogivee radioaktiivsuse analüüsid välismaa laboritest, mis võib aga

veekäitlejatele tekitada mõningaid raskusi. Ilmselt läheks see ka kulukaks Keskkonnaministeeriumile, kes peab tellima välismaalt referentlabori töö teenusena. Alternatiivne variant on Ra-226 ja Ra-228 analüüsimeetodite akrediteerimine Kiirguskeskuse laboris ja seejärel selle määramine referentlaboriks.

Põhjavee radioaktiivsuse edasised uuringud

Seni teostatud uuringud ja põhjavee seire on näidanud, et valdavas osas kambrium-vendi põhjavee kasutusalal pole nõue efektiivdoosi osas täidetud. Siiski on ülevaatekaartidel näha, et teatud aladel on kambrium-vendi põhjavesi nõuetele vastava radioaktiivsusega. Seega kaob vajadus neis piirkondades nõuda veekäitlejailt raadiumi analüüside tegemist ja seadusandja võib leevendada sotsiaalministri 2001. a määruse nr 82 nõuet, mis §8, lõike 11 alusel kohustab kõikide puurkaevude vett kontrollima radioloogiliste näitajate osas enne nende kasutuselevõttu (Joogivee kvaliteedi..., 2001).

Ülaltoodu realiseerimiseks on siiski vaja Sotsiaal- või Keskkonnaministeeriumi algatusel ja rahastamisel läbi viia täiendav uuring, mis kogu praegu olemasoleva andmestiku aga ka täiendavate analüüsiandmete alusel selgitaks täpselt välja sellised alad. Uuringusse peavad olema kaasatud nii hüdrogeoloogia kui ka radiomeetrilise analüüsi spetsialistid. Uuringu üheks etapiks võiks olla ka ordoviitsium-kambriumi veekompleksi põhjavee radioaktiivsuse detailne määramine piirkondades, kus varasemate tööde tulemusel on põhjavesi osutunud nõuetele mitte vastavaks.

Täiendavaks oluliseks uurimisobjektiks on joogivees Po-210 ja Pb-210 nukliidide sisaldus. Nende radionukliidide arvestamine joogiveest põhjustatud efektiivdoosis tuleneb Euroopa Komisjoni soovitustest 2001/928/EURATOM, kus sisaldub selgitus EL Direktiivis 98/83 EC toodud efektiivi arvutamise kohta. Neid radionukliide tuleb kambrium-vendi põhjavees kindlasti jälgida, sest uuringud on näidanud, et nad võivad põhjustada kuni poole viitetasemele vastavast efektiivdoosist.

Puurkaevude sõeluuring

Praegu kehtiva korra järgi peavad veekäitlejad määrama kasutusel olevate puurkaevude radioloogilised näitajad 30. juuliks 2008 (Joogivee kvaliteedi..., 2001). On alust arvata, et veekäitlejad sellega ei kiirusta ja vahetult enne seda tähtaega tekib suur tormamine ja segadus kvaliteedinõuetele mittevastava kuid tervisele ohutu joogivee müügiloa hankimisel. Samuti tekib oht, et vajalike puhastusmeetmete rakendamine võib väga pikalt viibida seades meie riigi halba valgusesse EL direktiivi 98/83 rakendamisel. Kambrium-vendi põhjaveest toodetud joogivee sujuvaks vastavusseviimiseks nõuetele on otstarbekas koostada maakondades sõelumisgraafikud. Kohaliku tervisekaitsetalituse juhtimisel koostatud graafikus nähakse ette tähtajad, millal veekäitlejad peavad määrama joogivee radioaktiivsuse ja rakendama vajaliku(d) meetme(d) selleks, et veevärgi kasutajate kraanist oleks kättesaadav nõuetele vastav vesi. Graafiku täitmise jälgimise kohustus lasuks Tervisekaitseinspektsioonil.

Pidevseire kohustuse kehtestamine

Sotsiaalministri 2001. a määruse nr 82, §8, lõige 4 kehtestab joogivee radioloogiliste näitajate osas pidevseire perioodilisuseks 10 aastat (Joogivee kvaliteedi..., 2001). Selline seiresagedus on õigustatud pinnavee ja madala loodusliku radioaktiivsusega põhjavee puhul. Viimase kriteeriumiks võiks olla radiaoktiivsuse tase, mis põhjustab elanikele vähem kui poole lubatavast efektiivdoosist. Selleks, et tagada kambrium-vendi põhjavee alaline vastavus nõuetele, on vaja jälgida selle

radioaktiivsust märgatavalt sagedamini. Siin on otstarbekas vaadelda eraldi põhjaveest toodetud kahte joogivee tüüpi: puhastatud (saneeritud) ja looduslikult mõõduka radioaktiivsusega vesi.

Veevärkides, kus ringleb radionukliididest puhastatud või segatud vesi, peab seiretihedus olema 2-4 korda aastas olenevalt toorpõhjavee radioaktiivsusest. Igas veevärgis tuleb leida otstarbekad proovivõtu kohad (eriti kehtib see segatud vett kasutavas veevärgis), kus kõige ilmekamalt ilmneksid vee radioaktiivsuse võimalikud muutused.

Mõõduka loodusliku radioaktiivsusega põhjavee puhul (põhjustab 0,5–1 kordse lubatud efektiivdoosi) peaks seiretihedus olema vähemalt üks kord aastas. Vastavat sotsiaalministri 2001. a määruse nr 82 muudatuse ettepanekut on käsitletud punktis 3.4.

Veekäitlejad, kes korraldavad seire, peaksid seireandmed edastama riiklikule asutusele, kes hindab tulemusi, peab vastavat andmebaasi ja vajadusel konsulteerib veekäitlejaid. See nõue tuleks samuti sätestada seadusandluses.

3.3 Elanike informeerimine joogivee radioaktiivsusega seotud probleemidest

Seadusandluse kohaselt on joogivee kvaliteediprobleemidest elanike informeerimise kohustus kohalikel tervisekaitsetalitustel (Kvaliteedinõuetele mittevastava …, 2001). Selle nõude järgi teavitatakse inimesi alles siis, kui veekäitleja ei suuda oma kohustustega joogivee kvaliteedi parandamisel toime tulla ja joogivee müümisluba peatatakse. Elanike informeerimine sellisel tasemel on ilmselt liiga piiratud ja tuleks mõelda varasemale, st teravat olukorda ennetavale ja laialdasemale elanike teavitamisele.

Elanike informeerimine võiks toimuda kahes tasandis: tervele elanikkonnale mõeldud üldine teavitamine joogivee probleemidest, mis valmistab probleemsete piirkondade elanikud juba ette võimalikeks raskusteks ja kohalikul tasandil teavitamine.

Üldisel tasandil informeerimisel tuleks kavandada teatud perioodilisusega või sõltuvalt mingist olulisest joogiveemajandusega seotud sündmusest kampaaniate läbiviimist läbi massi-kommunikatsioonikanalite, näiteks asjakohase materjali eksponeerimine asutuste ja kohalike omavalitsuste veebilehtedel, aeg-ajalt teemakohaste artiklite ilmutamine ajalehtedes, massiväljandes pisitrükise ilmutamine jm. Viimase kohta on Lisas 6 toodud näide ingliskeelsest bukletist, mis populaarses vormis käsitleb järgmisi teemasid:

1. Mis on raadium?
2. Kuidas raadium joogivette satub?
3. Millistes piirkondades raadiumi esineb?
4. Millised on terviseriskid?
5. Kuidas teada saada, kas joogivesi on ohutu?
6. Mida saab ette võtta, kui vesi on raadiumirikas?
7. Kust saada rohkem informatsiooni?

Kohalikul tasandil tuleb inimesi informeerida koheselt, kui on selgunud, et mingis veevärgis joogivesi ei vasta kvaliteedinõuetele. Teavitamise konkreetne korraldus sõltub antud olukorrast, kuid on vajalik, et kvaliteedinõuetele mittevastavat joogivett tarbivad inimesed ja vett kasutavad toitlustusettevõtted oleks täpselt informeeritud mittevastavuse ulatusest, sellest tingitud

terviseriskist ja kavandatud meetmetest. Kohalikul tasandil informeerimine peaks jääma veekäitleja ülesandeks ja selleks, et see toimuks, tuleb vastav nõue kajastada otseselt müümisloas.

Asjakohane oleks, kui veekäitlejatele pandaks kohustus kajastada klientidele esitatavatel arvetel müüdava joogivee kvaliteedi vastavust nõuetele. Arvetel esitatava informatsiooni kohta peab müümisloas olema konkreetne ettekirjutus. Näiteks piirtaset ületava efektiivdoosi korral peab arvel olema näidatud selle parameetri tegelik väärtus ja piirtase ning lühike selgitus, et raadiumirikka vee joomisel suureneb risk teatud aja jooksul haigestuda vähki. On päris selge, et selline informeerimise nõue tekitab ka mõningase surve veekäitlejatele meetmeid kiiremini rakendama.

Piirkondades, kus joogivee radioaktiivsuse vähendamiseks tuleb teha suuri investeeringuid, mis tõstavad oluliselt joogivee hinda, tuleks juba probleemi lahendamise algetapil korraldada elanike teabepäevi ja selgitada inimeste suhtumist.

3.4 Seadusandluse täiendamine

Joogivee kvaliteedi vastavuse nõuetele peaks tagama Veeseadus ja selle alusel välja antud keskkonna- ja sotsiaalminstri määrused (Vee erikasutusloa …., 2002; Joogivee kvaliteedi …, 2001; Kvaliteedinõuetele mittevastava …, 2001). Vastavalt sellele tegelevad joogivee kasutuse praktilise kontrolliga kohtadel nimetatud kahe ministeeriumi allasutused: keskkonnateenistused ja tervisekaitsetalitused kui Tervisekaitseinspektsiooni struktuuriüksused. Nimetatud seadusandluse detailne analüüs väljub antud uuringuprojekti temaatikast. Samas, vaadates kehtivaid vee erikasutuslube ja kvaliteedinõuetele mittevastava, kuid tervisele ohutu joogivee müümislube selgub, et näiteks kambrium-vendi põhjaveest toodetud joogivee mittevastavuseks pole isegi märgitud vee kõrgenenud radioaktiivsus. Arusaadavalt puudub siis ka meetmete rakendamise kava mittevastavuse kõrvaldamiseks ja ilmselt pole joogivee kõrgenenud radioaktiivsusest ka elanikke informeeritud. Korrektselt seostatud seadusandluse korral, mis hõlmaks ka asutustes kasutatavaid tööprotseduure, sellist olukorda tekkida ei saaks. Üheks põhjuseks võib olla asutuste nõrk koostöö joogivee kvaliteedi tagamisel.

Eelmistes punktide toodud teemade analüüsil selgus siiski vajadus konkreetselt täiendada olemasolevat seadusandlust, et luua tingimused joogivee radioaktiivsuse probleemi lahendamiseks. Nagu punktis 3.2 märgitud, on üheks olulisemaks teguriks usaldusväärse analüütilise baasi loomine. Minimaalselt tähendab see ühe labori väljaarendamist, mis kasutaks joogivees looduslike radionukliidide määramisel akrediteeritud meetodeid. Edaspidi peab see labor taotlema referentlabori staatuse ja oma tegevusega laiendama laborite ringi antud analüüsivaldkonnas. Üheks eelduseks sellele on referentmeetodite kinnitamine ja lülitamine vastavasse nimistusse keskkonnaministri 2003. a määruses nr 53 (Veeuuringuid teostavatele..., 2003).

Isegi juhul, kui õnnestub tõsta efektiivdoosi piirmäära (vt punkt 3.1), jääb suur hulk veevärke, kus radionukliidide sisaldus joogivees on lubatavast kõrgem ja tuleb rakendada meetmeid selle vähendamiseks. Meetmete õigustatuse ja optimeerimise analüüsi käigus võib selguda, et mingite veevärkide puhul pole võimalik radionukliidide taset nõuetele vastavusse viia ja tuleb lubada müüa kõrgenenud radioaktiivsusega vett. Selle vee kohta aga ei saa väita, et see on inimese tervisele ohutu. Praeguse sotsiaalministri määruse (Kvaliteedinõuetele mittevastava, ….2001) järgi võib Tervisekaitseinspektsioon lubada müüa kvaliteedinõuetele mittevastavat, kuid tervisele ohutut vett. Seega peab täiendama nimetatud määruse § 2, lõiget 1^1 täpsustusega, mis efektiivdoosi mittevastavuse korral lubab müüa mõõdukalt ohtlikku vett.

Sotsiaalministri määruse (Joogivee kvalteedinõuded…, 2001) § 8, lõige 4, mis käsitleb joogivee kontrolli, tuleb oluliselt täiendada efektiivdoosi osas. Nagu punktis 3.2 nimetatud, tuleb paljudes veevärkides rakendada pidevseiret, mille regulaarsus sõltub rakendatud meetmest ja jääkradioaktiivsuse tasemest. Samuti tuleb täpsustada veevärgi vee proovivõtu kohad, mis on eriti oluline segatud veega ja paljude toitepuuraukudega süsteemides. Joogivee seire sagedus probleemsetes veevärkides ei tohiks olla harvem kui üks kord aastas, rakendatud puhastusmeetme puhul aga 2-4 korda aastas. Pidevseiret sätestava seadusemuudatuse saab siiski täpselt anda alles seejärel, kui on olemas üldistatud teave seiratavate veevärkide ehitusest, kavandatavatest meetmetest, avalikust arvamusest jt mõjuritest. Seirega seoses tuleb samuti otsustada, milline asutus hakkab seireandmeid koguma ja analüüsima. Aruande autorid on arvamusel, et pidevseiresüsteemi tingimuste väljatöötamine nõuab täiendavat teavet ja asutustevahelise koostöö analüüsi, mis väljub antu töö temaatikast.

3.5 Praktilised meetmed veevärkide vee radioaktiivsuse vähendamiseks

Looduslikud radionukliidid joogivees võivad põhjustada olulisi doose. Soomes on maksimaalseks aastaseks efektiivdoosiks hinnatud 70 mSv. Samas tuleb alati arvesse võtta, et tegemist on doosidega, mida on võimalik vähendada. Võimalusi selleks on mitmeid: madalamate radionukliidide kontsentratsiooniga veehaarete kasutamine või siis joogivee töötlemine. Loomulikult, kus on võimalik, tuleks kasutada joogiveena põhjavett muudest geoloogilistest kihtidest ning alles siis, kui need võimalused puuduvad, hakata joogivett töötlema. Soomes on looduslike radionukliidide eraldamist uuritud mitmete uuringute raames ning nende peamised tulemused on esitatud tabelis 3.5.1.

Tabel 3.5.1. Looduslike radionukliidide veest eraldamise meetodite efektiivsus

Meetod	*Rn-222*	*U-234, 238*	*Ra-226*	*Pb-210*	*Po-210*	*Kõrvalefektid*
Aeratsioon	60-99	-	-	-	-	eemaldab CO_2, pH võib tõusta, Fe ja Mn sade, O_2 rikastus
Teraline aktiivsüsi filter	>99	0-100	0-95	30-100	50-100	Vähendab Fe, orgaaniline aine, vee hügeenilise kvaliteedi vähenemise võimalus
Aktiiv-alumiinium-oksiid filter	-	80-100	>90	>80	>80	Eraldab F ja teatud määral ka Fe, Mn Al kontsentratsioonid vees võivad suureneda
Ioonvahetus (SBA)	-	>95	35-60	20-70	50-70	Vähendab NO_3, SO_4, Fe, Mn, karendab vett ja suurendab vee soolsust, vee hügeenilise kvaliteedi vähenemise võimalus
Ioonvahetus (SBA ja SAC)	-	>95	95-98	20-90	50-70	Vähendab Fe, Mn, karendab vett, suurendab vee soolsust, vee hügeenilise kvaliteedi vähenemise võimalus
Ümberpööratud osmoosis	-	>99	>99	>95	>95	töödeldud vesi võib olla korrosiivne

Eesti kambrium-vendi põhjavee puhul väheolulise radooni eraldamiseks kasutatakse nii aeratsiooni kui ka aktiivsüsiniku filtrite abi. Mõlemad meetodid eraldavad joogiveest üle 90% seal algselt leidunu Rn-222. Aeratsiooni protsessis võib vett pihustada õhku või ka vastupidi. Aktiivsüsiniku filtritesse jäävad Rn-222 aatomid kinni ning lagunevad, tekkivad tütarnukliidid lagunevad samuti filtril ning võivad emiteerida gammafootoneid, muutes filtri seega kiirgusallikaks. Doosikiirus saavutab oma maksimaalse väärtuse pärast 3 nädalast kasutamist ning sõltub loomulikult nii Rn-222 kontsentratsioonist joogivees kui ka vee tarbimise hulgast. Footonite emiteerimise tõttu soovitatakse aktiivsüsiniku filtrit kasutada ainult erakaevude puhul kui radooni kontsentratsioonid on alla 5000 Bq/l. Lisaks soovitatakse radionukliidide eemaldamise aparatuur paigutada eraldi abihoonesse võis siis kaevu juurde, ei soovitada kasutada elumajas. Aeratsiooni meetodit soovitatakse Soomes kasutada nii munitsipaal kui ka erakaevude korral ning piiranguid Rn-222 kontsentratsioonidele pole. Tšehhis kasutatakse ka vee aeratsiooni vees sisalduvate radionukliidide kontsentratsiooni vähendamiseks, sest peamiseks probleemiks on radoon.

Pika elueaga radionukliidid põhjustavad doose ainult sissesöömisel, seega neid tuleb eemaldada joogiveest ning veest, mida kasutatakse toidu valmistamiseks. Uraani isotoopide eemaldamiseks on mitmeid võimalusi: koagulatsioon ja filtreerimine, lubja-pehmendamine, ioonvahetus, aktiveeritud alumiiniumoksiid filter, aktiveeritud süsinik filter ning ümberpööratud osmoosis. Peamiselt on kasutusel ioonvahetus ning ümberpööratud osmoosis, millede mõlemate eraldamise efektiivsus on 99%. Ra-226 puhul on kasutatud anioonvaiku, arvatavasti peamiselt seetõttu, et nii on võimalik eraldada orgaanilised osakesed, mille külge "kleepub" ka Ra-226.

Pb-210 ja Po-210 eraldamine joogiveest on palju keerulisem probleem, kuna tegemist võib olla väga erineva suurusega osakestega, olenevalt vee keemilisest koostisest. Seetõttu pole võimalik efektiivselt kasutada ei ioonvahetust või aktiivsüsiniku filtreid. Efektiivne on ainult ümberpööratud osmoosi kasutamine, mille efektiivsus võib ulatuda kuni 98%.

Puhastusmeetodite valikul võib lähtuda soovituslikest parimatest tehnoloogiatest, mida on välja töötanud erinevad organisatsioonid. Ingliskeelses erialases kirjanduse kasutatakse nende tähistamiseks mõistet BAT (best available technology). USA EPA poolt pakutud parimad tehnoloogiad on toodud tabelis 3.5.2. (Preliminary health …, 2000).

Tabel 3.5.2. Parimad meetodid veest radionukliidide eemaldamiseks

Saastaja	***BAT***
Raadium (nii 226 kui ka 228)	Ioonvahetus, lubjaga pehmendamine, ümberpööratud osmoosis
Alfaosakesed	ümberpööratud osmoosis
Beetaosakeste ja footonite emiteerijad	Ioonvahetus ja ümberpööratud osmoosis
Uraan	Ioonvahetus, lubja pehmendamine, ümberpööratud osmoosis, koagulatsiooni filter

Üks odavamaid on sünteetilise ioonvahetus. Vee pehmendamise protsess eemaldab veest kuni 90% raadiumist. Samas suurendab see päevast naatriumi sissevõtmist kaks korda (200 mg-lt 400 mg-ni). Kõik joogiveest raadiumi eraldamise protseduurid tekitavad jäätmeid, mis sisaldavad erinevates kontsentratsioonides raadiumit ning võivad vajada käsitlemist radioaktiivsete jäätmetena.

Vee töötlemise tehnoloogiad ning maksumuse hinnanguid on tehtud vähe, sest lisaks tehnoloogiate maksumusele tuleb arvesse võtta ka joogivee tarbimisest tekitatud tervisekahjustuste maksumused. USAs on EPA hinnanud, et ainuüksi täiendavad kulutused seoses Ra-226 ja Ra-228 seirega 295 problemaatilises veehaardes (420 000 joogivee kasutajat) on 25 miljonit USD aastas. Uraani puhul vajavad seiret 500 veehaaret (620 000 joogivee kasutajat) ning sellega seotud kulutused oleks 51 miljonit USD aastas.

Eestis pole seni tehtud joogivee radionukliididest puhastusmeetodite kohta meil kehtivate hindade alusel võrdlevaid majanduslikke arvutusi. Samuti puudub teave sellest, kas on Eestis tehtud teaduslikke katseid erinevate meetodite sobivuse põhjendamiseks meie põhjavee puhul. Tehnoloogiaalased küsimused väljuvad Kiirguskeskuse kui kiirguskaitsealase pädeva asutuse kompetentsist ja autorid soovitavad Sotsiaalministeeriumil nendega pöörduda TTÜ poole.

Kokkuvõte. Ettepanekud

Antud aruanne on koostatud Sotsiaalministeeriumi ja Kiirguskeskuse vahelise lepingu alusel tehtud uurimustöö täitmiseks. Aruande sisuline osa on temaatiliselt jaotatud kolme peatükki, milles käsitletud teemad katavad kõiki töö lähteülesandes püstitatud probleeme. Aruande juurde kuulub 6 lisa ja 4 kaarti.

Esimeses peatükis antakse ülevaade olukorrast Eestis seni läbi viidud looduskeskkonna ja inimese elukeskkonna radioloogilistest uuringutest, esitatakse koondandmed Eesti põhjavee radioaktiivsuse uuritusest ning tuuakse ülevaade joogivee radioaktiivsusest EL riikides ja rahvusvaheliste organisatsioonide soovitustest. Radioloogiliste uuringute ülevaatest selgus, et olulise osa elanike kiirituskoormusele annab siseõhu radoon. Kahjuks ei saa hinnata meditsiinikiirituse osa, sest andmed lihtsalt puuduvad. Vähe andmeid on ka toiduainetes sisalduvate looduslike radionukliidide kohta.

Põhjavee radioaktiivsuse uuringute tulemuste üldistamisel selgus, et ligi 500 kambrium-vendi veekompleksist vett võtvast puurkaevust on 155 kohta olemas andmeid looduslike radionukliidide sisalduse kohta. Kõikidest uuritud puuraukudest umbes 80% oli efektiivdoos üle viitetaseme, so rohkem kui 0,10 mSv/a. Rohkem kui kahekordse viitetasemega efektiivdoos oli 45%, kolmekordse tasemega 28% ja viiekordse tasemega 9% puuraukude veel. Kaartidel võib välja eraldada kaks põhjavee kõrge radioaktiivsusega piirkonda– Tallinn koos Harjumaaga ja Lääne-Virumaa põhjapoolne osa. Ida-Virumaal valdavalt on põhjavee radioaktiivsus madal ja vastuolu joogivee kvaliteedinõudega pole.

Ülevaatest olukorrast teistes EL maades on näha, et riigiti on probleemid erinevad. Põhjamaades o peamiseks probleemiks radooni ja uraani suur sisaldus, Hispaanias ja Austrias aga raadiumi nukliidid. Soomes kehtivad radionukliidide sisaldusele joogivees mitmeid kordi kõrgemad piirväärtused, kui see tuleneb EL direktiivist 98/83/EC. Meil on väga õpetlik jälgida, kuidas Soome riik sellise vastuolu lahendab.

Teises peatükis tuuakse ära mitmesugused hinnangud. Kättesaadavate andmete analüüsi tulemusena osutus, et joogiveena kasutab kambrium-vendi põhjavett umbes 230 000 inimest. Üldisel tasemel võib hinnata, et lubatust kõrgema radionukliidide sisaldusega vett tarbib 184 000 inimest, mis on 14% Eesti elanikkonnast. See elanike grupp esindab 41 valda ja linna Põhja-Eestis.

Joogivee tarbimisest põhjustatud elanikudoosi komponendi hindamisel leiti, et EL direktiivi 98/83/EC käsitluse järgi saab kambrium-vendi vett tarbiv täiskasvanud inimene 730 l joogivee aastasest tarbimisest oodatava efektiivdoosi 0,02-0,95 mSv, mis moodustab keskmisest elaniku kogudoosist kuni 34%. Tuginedes aga Euroopa Komisjoni soovituses 2001/928/Euratom toodud nõudele arvestada ka Po,Pb-210 osa, ulatub täiskasvanu efektiivdoos 1,05 mSv/a.

Analüüsi tulemusel leiti, et elaniku kogudoos jääb vahemikku 1,5-6,7 mSv/a. Siia on arvestatud keskmine radoonist põhjustatud efektiivdoos, kuid puudub meditsiinikiirituse osa. Viimase keskmine väärtus võib hinnanguliselt olla 0,4 mSv/a. Piirkonniti võib ühe või teise kiirgusallika osakaal kogudoosis olla erinev. Näiteks radooniohtlikel aladel Põhja-Eestis võib üksikutes majades siseõhu radoon põhjustada kuni 30 mSv/a ulatuva efektiivdoosi. Kiirgustegevustest ja toimingutest, mis pole seotud joogivee varustamisega, elanikele põhjustatud doos on marginaalse

suurusega jäädes vähemalt ühe suurusjärgu võrra allapoole elanikudoosi piirmäära– 1 mSv/a. Seega põhiliseks reguleeritavaks elanikudoosi komponendiks jääb joogivee tarbimisest põhjustatud efektiivdoos.

Rahvusvahelise Kiirguskaitsekomisjoni (ICRP) poolt leitud riskiteguri alusel saab leida, et joogivee tarbimisest saadava maksimaalse efektiivdoosi puhul on stohhastiliste tervisekahjustuste eluaegne risk $7.5 \cdot 10^{-5}$. Arvutuste järgi peaks olema suurimaks riskirühmaks alla 1 a imikud, kelle puhul näiteks Ra-228 doosikoefitsient on 40 korda suurem täiskasvanu omast. UNSCEAR siiski peab olulisimaks vanuserühma 1-2 a, sest uurimuste alusel eeldatakse, et < 1 a imikute jook/toit saadakse valdavalt emapiima kaudu. Asukoha järgi moodustavad riskirühma need elanikud (nii lapsed kui täiskasvanud), kes elavad kõrge põhjavee radiaoktiivsuse piirkondades, näiteks Kundas ja mõnes piirkonnas Harjumaal.

Kolmandas peatükis analüüsitakse võimalusi edasisteks tegevusteks. Analüüsi käigus välja töötatud meetmed ja olulisemad ettepanekud on järgmised:

- Viitetasemest kõrgema nn aktsepteeritava taseme sätestamine seadusandluses on üks võimalus üldise probleemi leevendamiseks. See on väga oluline ka uute veehaarete kasutuselevõtu kavandamisel. Siit järeldub, et aktsepteeritava piirtaseme väljatöötamisega ei saa viivitada. Praktiline lahendus oleks, kui Sotsiaalministeerium telliks kõrgema piirtaseme õigustamiseks uurimustöö mingilt teadusasutuselt, kes omaks vastavat rahvusvahelist tunnustust.
- Teatud veevärkide puhul tuleb läbi viia radioaktiivsuse vähendamiseks rakendatava meetme õigustatuse ja optimeerimise komplitseeritud analüüs. Arusaamatuste vältimiseks tuleks välja töötada ühtne metoodika, kuidas peaks käsitlema meetme valikul kõiki mõjutegureid, sealhulgas sotsiaalpsühholoogilisi, poliitilisi jm. Üks võimalus seda teha on näiteks tellida Tervisekaitseinspektsioonilt metoodikaalane töö, mille käigus loodaks töörühm kaasates sinna mitmeid erialaspetsialiste tervise- ja kiirguskaitse, puhastustehnoloogia, sotsiaalpsühholoogia jt valdkondadest.
- Tuleb luua veeproovide analüüsiks kõrgete kvaliteedinäitajatega mõõtelabor, kes peaks omama referentlabori staatust. Juhtiv osa peaks siin olema Keskkonnaministeeriumil.
- Sotsiaal- või Keskkonnaministeeriumi algatusel ja rahastamisel läbi viia täiendav uuring, mis selgitaks välja need alad, kus kambrium-vendi ja ordoviitsium-kambriumi veekomplekside põhjavesi vastab nõuetele. Uuringu käigus, mis on otstarbekas kavandada mitmeetapilisena tuleb selgitada ka Po-210 ja Pb-210 nukliidide sisaldust põhjavees.
- Tegevuste kavandamisel kambrium-vendi põhjaveest toodetud joogivee vastavusseviimiseks nõuetele on otstarbekas koostada maakondades nn sõelumisgraafikud. Kohaliku tervisekaitsetalituse juhtimisel koostatud graafikus nähakse ette tähtajad, millal veekäitlejad peavad määrama joogivee radioaktiivsuse (tellima mõõtmise) ja rakendama vajaliku(d) meetme(d) selleks, et veevärgi kasutajate kraanist oleks kättesaadav nõuetele vastav vesi.
-Pidevseire kohustus puhastatud (saneeritud) ja looduslikult mõõduka radioaktiivsusega põhjavett kasutavates veevärkides. Pidevseire, olenevalt tingimustest 2-4 korda aastas, tuleb seadusandlikult sätestada.
- Elanike informeerimist võiks korraldada kahel tasandil: tervele elanikkonnale mõeldud üldine teavitamine joogivee probleemidest, mis valmistab probleemsete piirkondade elanikud juba ette võimalikeks raskusteks ja kohalikul tasandil teavitamine. Esimesel tasandil tuleks korraldada asjakohase materjali eksponeerimine asutuste ja kohalike omavalitsuste veebilehtedel, aeg-ajalt teemakohaste artiklite ilmutamine ajalehtedes, massiväljandes pisitrükise ilmutamine jm. Kohalikul tasandil tuleb inimesi informeerida koheselt, kui on selgunud, et mingis veevärgis joogivesi ei vasta kvaliteedinõuetele. Asjakohane oleks, kui veekäitlejatele pandaks kohustus kajastada klientidele esitatavatel arvetel müüdava joogivee kvaliteedi vastavust nõuetele. Näiteks

piirtaset ületava efektiivdoosi korral peab arvel olema näidatud selle parameetri tegelik väärtus ja piirtase ning lühike selgitus, et raadiumirikka vee joomisel suureneb risk teatud aja jooksul haigestuda vähki.
- Aruande autoritel puudub informatsioon, kas Eestis on tehtud joogivee radionukliididest puhastamise meetodite kohta meil kehtivate hindade alusel võrdlevaid majanduslikke arvutusi. Samuti puudub teave teaduslikest katsetest erinevate meetodite sobivuse põhjendamiseks meie põhjavee puhul. Tehnoloogiaalased küsimused väljuvad Kiirguskeskuse kui kiirguskaitsealase pädeva asutuse kompetentsist ja autorid soovitavad Sotsiaalministeeriumil nendega pöörduda TTÜ poole.

Aruande autorid on üksmeelel, et joogivee radioaktiivsuse probleemi lahendamine on aktuaalne ja sellega ei tohiks viivitada. Kuna see probleem on Eestis praktilises kiirguskaitses üks olulisemaid, siis on Kiirguskeskus otseselt huvitatud oma pädevuse piires osalema järgmistes uuringutes.

Uurimustöö täitjad tänavad Sotsiaalministeeriumi töötajat Ööle Jansoni töö temaatikaga seotud andmete ja materjalide edastamise eest.

Kirjandusallikad

Aben, M., Jedomskihh, L., Rooväli, L., Ruuge, M., Rätsep, N., Sakkeus, M., Villsaar, K. 2005. Tervishoiustatistika aastaraamat 2003. Sotsiaalministeerium. Tallinn. 234 lk.

AS ÖkoSil. 2004. Sillamäe radiaoktiivste jäätmete hoidla saneerimisprojekt. Keskkonnaseire aastaaruanne. Periood: 2004. aasta, I osa (käsikirjaline materjal). Tallinn.

Commission recommendation of 20 December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies. 2001/928/Euratom.

Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. OJ L 330/32.

Eesti Vabariigi Standard EVS 839:2003 „Sisekliima“.

EPA. 2000. Preliminary Health Risk Reduction and Cost Analysis. Revised Primary Drinking Water Standards for Radionuclides. Review Draft. United States Environmental Protection Agency. 183 lk. Kättesaadaval Internetis aadressil http://www.epa.gov/safewater/rads/hrrca.pdf.

EPA. 2002. Implementation Guidance for Radionuclides. United States Environmental Protection Agency. Kättesaadaval Internetis aadressil http://www.epa.gov/safewater/rads/final_rads_implementation_guidance.pdf.

Filippova, I., Kepler, K., Servomaa, A. 2005. Eesti Füüsika Seltsi Aastaraamat 2004. Tartu. Lk 64-75.

French Geological Survey, Geological Survey of Estonia, Maves. Technical Assistance for the Pilot Harju Sub-River Basin District Water Management Plan (käsikirjaline materjal). 2005. Draft version.

ICRP. 1991. 1990 Recommendations of the International Comission on the Radiological Protection. ICRP Publication 60. The International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press. Oxford. 201 lk.

Jackson, D., Hyde, G. 2004. Paldiski sarkofaagi pikaajaline ohutu hoiustamine ja sellega seotud demonteerimistööd- Tehniline abi keskkonnamõjuhindamise uuringuteks (käsikirjaline materjal). Konsortsium AGRIFOR Consult. 107 lk.

Joogivee kvaliteedi- ja kontrollinõuded ning analüüsimeetodid. Sotsiaalministri 31. juuli 2001. a määrus nr 82. RTL, 2001, 100, 1369.

Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded. Sotsiaalministri 2. jaanuari 2003. a määrusele nr 1. RTL, 20.01.2003, 9, 100.

Tervisekaitseinspektisoon. 2004. Joogiveest tingitud aastase efektiivdoosi hindamine. Aruanne joogivee radioaktiivsuse seirest. Tallinn. 10 lk. (Ö.Jansoni informatsioon).

Kiirguskeskus.1996-2005. Keskkonna ioniseeriva kiirguse seire tulemused (käsikirjaline materjal). Osaliselt kättesaadav Internetis aadressilt http://www.envir.ee/kiirgus/index.php?leht=20

Kiirgustöötaja ja elaniku efektiivdoosi ning silmaläätse, naha ja jäsemete ekvivalentdoosi piirmäärad. Vabariigi valitsuse 17. mai 2004. a määrus nr 193. RTI, 26.05.2004, 45, 321.

Kiirgustöötaja ja elaniku efektiivdooside seire ja hindamise kord ning radionukliidide sissevõtust põhjustatud dooside doosikoefitsientide ning kiirgus- ja koefaktori väärtused. Keskkonnaministri 26. mai 2005. a määrus nr 45. RTL, 16.06.2005, 65, 934.

Kvaliteedinõuetele mittevastava, kuid tervisele ohutu joogivee müümiseks loa taotlemise,andmise, muutmise, peatamise ja kehtetuks tunnistamise kord. Sotsiaalministri 21. detsembri 2001. a määrus nr 152. RTL,2002, 4, 44.

OÜ E-Konsult töö nr E907. 2004. AS Silmet NORM-jäätmete käitlemissüsteemi keskkonnamõju hindamine, Aruanne (käsikirjaline materjal). Tallinn.

Pahapill, L., Rulkov, A. 2004. Maapõue programmi projekti Radoon majades aruanne(käsikirjaline materjal). Tallinn. 19 lk. Kättesaadav Internetis aadressil http://www.envir.ee/kiirgus/image/avalik/radoon_majades_www.pdf.

Pahapill, L., Rulkov, A., Rajamäe, R., Åkerblom, G. 2003. Radon in Estonian dwellings, Results from a National survey. SSI report 2003:16. Swedish Radiation Protection Authority.19 lk.

Savitskaja, L., 1999. Põhjavee radioaktiivsuse seire tulemused (käsikirjaline materjal).

Savitskaja, L., Jaštšuk, S. 2001. Kambrium-vendi veekompleksi põhjavee radionukliidide sisalduse määramine ja selle vastavuse hindamine EL joogiveedirektiivi 98/83/EÜ nõuetele Lääne- ja Põhja-Eesti suurematel veehaaretel I etapp (käsikirjaline materjal). Lepingu nr 2-15-16/421 täitmise aruanne. EGF. Tallinn.34 lk.

Savitskaja, L., Jaštšuk, S. 2002. Kambrium-vendi veekompleksi põhjavee efektiivdoosi ja EL Joogiveedirektiivi 98/83/EÜ nõuete vastavusuuring (käsikirjaline materjal). Lepingu nr 2-15-16/135 täitmise aruanne. EGF. Tallinn. 24 lk.

Savitskaja, L., Jaštšuk, S., Savva, V. 2003. Ordoviitsiumi-kambriumi veekompleksi põhjavee radionukliidide sisalduse määramine (käsikirjaline materjal). Lepingu K-11-1-2003/681 täitmise aruanne. EGF. Tallinn. 35 lk.

Savitskaja, L., Savva, V., Viigand, A. 2000. Joogiveeuuring mikrokomponentide määramiseks Harjumaal (käsikirjaline materjal). Lepingul nr 2-15-16/145 täitmise aruanne. EGF. Tallinn. 99 lk.

Sekkumis- ja tegutsemistasemed ning hädaolukorrakiirituse piirmäär kiirgushädaolukorras. Keskkonnaministri 14. juuli 2004. a määrus nr 93. RTL, 27.07.2004, 100, 1598.

Tervisekaitsenõuded toitlustamisele koolieelses lasteasutuses ja koolis. Sotsiaalministri 27. juuni 2002. a määrus nr 93. RTL, 30.07.2002, 84, 1298.

UNSCEAR. 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. REPORT 2000, Volume 1: Sources. United Nations Scientific Committee on the Effects of Radiation. 649 lk. Kättesaadav Internetis aadressil
http://216.239.59.104/search?q=cache:vazPYJUudCEJ:www.unscear.org/reports/2000_1.html++%22unscear+2000%22&hl=et

Vee erikasutusloa ja ajutise vee erikasutusloa andmise, muutmise ja kehtetuks tunnistamise kord, loa taotlemiseks vajalike materjalide loetelu ja loa vormid. Keskkonnaministri 23. märtsi 2002. a määrus nr 18. RTL 11.04.2002, 48, 664.

Veeseadus. Vastu võetud 11. 05. 1994 a seadusega. RTL 1994, 40, 655.

Veeuuringuid teostavatele katselaboritele esitatavad nõuded ja analüüsi referentsmeetodid. Keskkonnaministri 16. juuni 2003. a määrus nr 53. RTL 2003, 78, 1140.

Vesterbacka, P. 2005. U-238-series radionuclides in Finnish groundwater-based drinking water and effective doses. STUK-A213. 94 lk. Kättesaadav Internetis aadressil http://www.stuk.fi/julkaisut/stuk-a/stuk-a213.pdf.

WEKNOW. 2005. Radioactivity in European Drinking Water and Sources Designated for the Production of Drinking Water, A European inventory of radioactivity in surface and groundwater used for the production of drinking water. Web-based European Knowledge Network on Water. Kättesaadav Internetis aadressil
http://www.weknowwaternetwork.com/uploads/booklets/04_radioactivity_eu_drw_ver_juni2005.pdf.

WHO. 1993. Guidelines for drinking-water quality. Recommendation. World Health Organization. Geneva.

WHO. 2004. Guidelines for Drinking-water Quality. Third edition. Volume 1, Recommendations. World Healt Organization. Geneva. 336 lk. Kättesaadav Internetis aadressil http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3/en/index.html.